

Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung

**Teil 2: Abwasserbehandlung und
Wasserwiederverwendung**

Teilprojekt C3.1:

Toolkit - Verfahrensevaluation

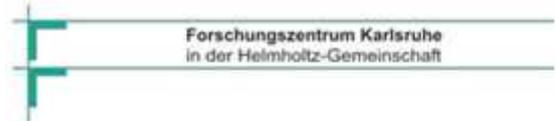
Schlussbericht

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft
Technische Universität München

GEFÖRDERT VOM



**Bundesministerium
für Bildung
und Forschung**



Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft



Projektträger
Forschungszentrum
Karlsruhe (PTKA)

Projektbearbeitung:

Technische Universität München

Programmkonzept & Schnittstellen, Kriterienkatalog,
Programmentwicklung(Belebung, Anaerobanlagen, Teiche),
Berechnung von Demolastfällen, Einbindung des Leitfadens,
Dokumentation

Leibniz-Universität Hannover

Programmkonzept & Schnittstellen, Programmentwicklung(Vorklärung,
Schlammeindickung und Entwässerung, Phosphor in der Faulung,
Biofilmtechnologie), Dokumentation

Universität Witten-Herdecke

Wirtschaftlichkeit

Ruhr-Universität Bochum

Kriterienkatalog, Einbindung des Leitfadens

TP C 3.1 Toolkit - Verfahrensevaluation

Zuwendungsempfänger: Technische Universität München – Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft Ausführende Stelle: Technische Universität München – Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft Projektleiter: Prof. Dr.-Ing. habil. Marc Wichern (jetzt Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Ruhr-Universität Bochum) Projektbearbeiter: M.Sc., Oliver Kehl und Partner in den beteiligten Hochschulen: ISAH (Leibniz-Uni. Hannover), IEEM (Universität Witten-Herdecke), LSU (Ruhr- Universität Bochum)	Förderkennzeichen: 02WA0575
---	--------------------------------

Vorhabenbezeichnung

Verbundprojekt: "Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser,
Kernprojekt C Simulation und Konzepte der Abwasserbehandlung,
TP C 3.1 Toolkit - Verfahrensevaluation"

Laufzeit des Vorhabens:
01.08.2005 - 31.10.2008 (nach Verlängerung)

Kurzfassung

Im Rahmen des Forschungsverbundes "Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung" kooperierten 11 deutsche Universitäten, eine Fachhochschule und mehrere Industriepartner innerhalb von 24 Teilprojekten. Ziel des Verbundprojektes ist es, auch im Bereich der Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, deutsches Wissen und die vielfältigen praktischen Erfahrungen auf diesem Gebiet verstärkt für die internationale Zusammenarbeit verfügbar zu machen.

Als Teilprojekt des BMBF-Verbundvorhabens war es Aufgabenstellung, einen Softwarerahmen und Berechnungsansätze für einen Prototypen eines Software-Toolkits zu entwickeln, anhand dessen eine Bewertung verschiedener, aus Standardverfahren flexibel zusammengestellter technischer Abwasserbehandlungskonzepte möglich ist. Im Rahmen des Toolkit-Projekts wurde vom ifak e.V. in einem weiteren Teilprojekt ein Softwarerahmen programmiert. Im hier näher beschriebenen Teilprojekt C 3.1 wurden von der TUM, ISAH, IEEM und RUB entsprechende Berechnungs- und Bewertungskonzepte entwickelt, die für eine Implementierung in den Softwarerahmen zur Verfügung stehen. Im Toolkit wird stationär mit vereinfachten Ansätzen gerechnet, um sowohl die technische Leistungsfähigkeit als auch Ökonomie und Ökologie abschätzen zu können. Hier entwickelte Berechnungsverfahren für biologische und mechanische Reinigungsstufen von Kläranlagen ermöglichen eine übergreifende stationäre anlagenweite Berechnung. Die Modelle gehen somit über bestehende Bemessungsansätze hinaus, da es möglich ist, unterschiedliche technische Verfahren und Prozesse im Sinne größere Nachhaltigkeit miteinander zu kombinieren. Aufgrund umfangreicher Untersuchungen wurde ein kompletter Kriterienkatalog hinsichtlich Technik, Ökologie, Ökonomie zur ganzheitlichen Beurteilung verschiedener Abwasserreinigungskonzepte entwickelt. Zur Einschätzung der Investitions- und Betriebskosten wurden ökonomische Berechnungsansätze für die untersuchten Verfahren entworfen. Die Struktur der Software und der Berechnungskonzepte wurden so gestaltet, dass neben den entwickelten Berechnungsvorschlägen weitere Modelle und Ergebnisse aus den verschiedenen Teilprojekten des Verbundes eingepflegt werden können und auch ein Endnutzer eigene Modelle implementieren kann.

Das Toolkit wurde als hilfreiches Werkzeug für grundlegende Planungsschritte konzipiert. Es soll und kann dabei keineswegs solides Ingenieurwissen und langjährige Erfahrung ersetzen. Vielmehr soll eine objektive Hilfestellung beim Entscheidungsprozess durch eine gemeinsame Betrachtung verschiedener Aspekte in einem einzigen Tool geschaffen werden. Anhand einer verständlichen und visuell ansprechenden Bedienoberfläche und Ergebnisdarstellung können technische, ökonomische und die Ökologie betreffende Daten auf eine leicht verständliche Art und Weise Entscheidungsträgern aus verschiedenen Bereichen präsentiert werden.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Aufgabenstellung	3
3	Voraussetzungen	4
4	Planung und Ablauf des Vorhabens	5
5	Wissenschaftlicher und technischer Stand des Wissens	7
5.1	Bemessung und Simulation von Abwasserreinigungsanlagen in bestehenden Softwarelösungen	7
5.2	Berücksichtigung ökonomischer Aspekte in bestehenden Softwarelösungen	10
5.3	Berücksichtigung ökologischer und sozio-kultureller Aspekte in bestehenden Softwarelösungen	11
6	Zusammenarbeit mit anderen Stellen	13
7	Wissenschaftliche Ergebnisse	18
7.1	Begriffsdefinitionen	18
7.2	Programmkonzeption: Systemgrenzen, Schnittstellen und Berechnungsmodule	19
7.2.1	Festlegung der Systemgrenzen	19
7.2.1.1	Räumliche System-/Modellgrenzen	19
7.2.1.2	Zeitliche System-/Modellgrenzen	22
7.2.1.3	Zeitliche Repräsentation	22
7.2.1.4	Räumliche Dimension	22
7.2.2	Festlegung der Modellgrößen	23
7.2.2.1	Schnittstellendefinition und Abwasservektor	23
7.2.2.2	Weitere berücksichtigte quantifizierbare Größen (Technologie, Ökonomie und Ökologie)	26
7.2.2.3	Weitere berücksichtigte qualifizierte Größen (Technologie, Ökologie)	27
7.2.3	Mathematisches Konzept und Struktur des Gleichungssystems zur Umsetzung der Berechnungsverfahren und des Kriterienkatalogs	27
7.2.4	Modulares Konzept	31
7.2.4.1	Vorklärung (ISAH)	32
7.2.4.2	Belebungsstufe (TU München)	32
7.2.4.3	Anaerobreaktoren (TU München)	33
7.2.4.4	Teichanlagen (TU München)	33
7.2.4.5	Schlammeindickung / -entwässerung (ISAH)	33
7.2.4.6	Phosphor in der Faulung (ISAH)	34
7.2.4.7	Biofilntechnologie (ISAH)	34
7.2.4.8	Zusammenfassung	34

7.3	Kriterienkatalog	36
7.3.1	Technische Kriterien	37
7.3.2	Ökonomische Kriterien	41
7.3.3	Ökologische Kriterien	43
7.3.4	Sozio-kulturelle Kriterien	46
7.3.5	Aggregation der Kriterien und Aufbereitung der Ergebnisse	48
7.3.6	Multikriterieller Entscheidungsprozess auf Basis der Kriterienbewertungen	51
7.4	Entwicklung der Berechnungsmodelle	52
7.4.1	Modellierungsschritte	52
7.4.2	Analyse bestehender Berechnungsmodelle und Bewertungskonzepte	56
7.4.2.1	Technologie	56
	Bestehende Berechnungsverfahren für (nicht vektorrelevante) technische Größen	56
	Bestehende Berechnungsverfahren für (vektorrelevante) Größen	58
	Schlussfolgerungen und Konsequenzen zu technologischen Aspekten	67
	Konsequenzen für die weitere Modellentwicklung	68
7.4.2.2	Ökonomie	70
7.4.2.3	Ökologie	71
7.4.2.4	Sozio-Kulturell	73
7.4.3	Neu entwickelte Berechnungsmodelle	74
7.4.3.1	Technologie: Zuverlässigkeit/Stabilität	74
7.4.3.2	Technologie: Variierende Zuläufe	77
7.4.3.3	Technologie: Variierende Abwasserzusammensetzungen	78
7.4.3.4	Technologie: Einfachheit eingesetzter Technologie im Bau	79
7.4.3.5	Technologie: Einfachheit eingesetzter Technologie während Betrieb und Instandhaltung	80
7.4.3.6	Technologie: Personalbedarf	81
7.4.3.7	Technologie: Schlammproduktion	88
7.4.3.8	Technologie: Chemikalienbedarf	89
7.4.3.9	Technologie: Ablaufqualität und Reinigungsleistung	90
	Vorstellung der Modellentwicklung biologischer Reinigungsstufen (Stationärverhalten, Referenzlastfälle, Modellentwicklung)	90
	Anpassung und Kalibrierung der Modellstruktur biologischer Reinigungsstufen	119
	Validierung der Modelle biologischer Reinigungsstufen	128
	Mechanische Reinigungsstufen und Modelle weiterer biologischer Verfahren	134
7.4.3.10	Ökonomie	144
	Erstellung der Berechnungsansätze	144
	Validierung der Ansätze	149
7.4.3.11	Ökologie: Energieverbrauch	153
7.4.3.12	Ökologie: Landverbrauch	164
7.4.3.13	Ökologie: Geruchsemissionen	166

7.4.3.14	Ökologie: Vermeidbare Geruchsemissionen	173
7.4.3.15	Sozio-Kulturelle Einflüsse	175
7.4.4	Programmaufbau und Visualisierung	176
7.5	Kalibrierung	177
7.6	Einbindung des Leitfadens	183
7.7	Dokumentation und Anwendung	183
8	Wesentliche Positionen des zahlenmäßigen Nachweises	184
9	Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeiten	185
10	Nutzung und Verwertung der Ergebnisse	186
10.1	Präsentationen	186
10.2	Studentische Arbeiten und Promotionen	186
10.3	In die Lehre eingeflossen	186
10.4	Beiträge zum Projektverbund	186
10.5	Fachverbände	186
10.6	Zuarbeit zu anderen Projekten	187
10.7	Patente	187
11	Fortschritt bei anderen Stellen	188
12	Erfolge und geplante Veröffentlichungen und wissenschaftliche Arbeiten Veröffentlichungen und Konferenzbeiträge	189
12.1	Dissertationen	190
12.2	Diplom- und Masterarbeiten	190
13	Forschungsbedarf und Ausblick	191
14	Zusammenfassung	192
15	Literaturverzeichnis	197
16	Anhang	209

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Struktur Gesamtprojekt (entnommen aus http://dbs-lin.ruhr-uni-bochum.de/wasserverbund/).....	14
Abbildung 2: Struktur Kernprojekt C.....	15
Abbildung 3: Einordnung des Toolkits in den Gesamtverbund und Verknüpfungen	15
Abbildung 4: Zusammenspiel zwischen dynamischer Simulation (dynamische Modelle) und stationärer Simulation (Toolkit)	17
Abbildung 5: Definition der Systemgrenzen	21
Abbildung 6: Fraktionierung des Abwasservektors	25
Abbildung 7: Schritte zur Entwicklung der Berechnungskonzepte für Größen außerhalb des Vektors	53
Abbildung 8: Schritte zur Entwicklung der Berechnungskonzepte für Größen des Abwasservektors	55
Abbildung 9: Berechnungsergebnisse zu den (a) Belebungsbeckenvolumina und (b) aeroben Schlammaltern mit den untersuchten Bemessungsansätzen in Abhängigkeit von der Bemessungstemperatur.....	60
Abbildung 10: Sensitivität der Bemessungsergebnisse gegenüber wichtigen Eingabeparametern in dem Bemessungsansatz nach Randal und Sen (1993).....	62
Abbildung 11: Sensitivität der Bemessungsergebnisse gegenüber wichtigen Eingabeparametern in dem Bemessungsansatz nach WRC (1984).....	62
Abbildung 12: Berechnung von a) Aufenthaltszeit und b) BSB5 Abbauleistung mit den untersuchten Bemessungsansätzen für Abwasserteichanlagen (rechte Achse: Anaerobteich; linke Achse: Belüftete und Fakultative Teiche) in Abhängigkeit von der Temperatur.....	64
Abbildung 13: a) Histogramm und b) Punktwolke der berechneten Aufenthaltszeiten auf der Basis eines zufallsgenerierten Input Datensatzes für das EPA/Wehner-Wilhelm Modell (1983)($0,4 < D < 2$)	65
Abbildung 14: Berechnung der Reaktorvolumina mit den untersuchten Bemessungsansätzen für anaerobe Biofilter in Abhängigkeit von der Temperatur.....	66
Abbildung 15: Spezifische Investitionskosten von Belebungsanlagen (nach Rosenwinkel et al., 1998)	71
Abbildung 16: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell vor Anpassung der Modellparameter (S_{NH4}).....	103
Abbildung 17: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell vor Anpassung der Modellparameter (S_{ALK}).....	103

Abbildung 18: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell vor Anpassung der Modellparameter (X_S).....	104
Abbildung 19: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell vor Anpassung der Modellparameter (S_S).....	104
Abbildung 20: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_S vor Anpassung der Koeffizienten.....	105
Abbildung 21: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_S).....	108
Abbildung 22: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_S). Dargestellt für die niedrigen Konzentrationen	108
Abbildung 23: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NH_4})....	109
Abbildung 24: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NO_x})....	109
Abbildung 25: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{ALK})	110
Abbildung 26: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_I).....	110
Abbildung 27: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_S).....	111
Abbildung 28: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_S). S_{O_2} ist Zustandsvariable	111
Abbildung 29: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_S). S_{O_2} ist Zustandsvariable. Dargestellt für die niedrigen Konzentrationen	112
Abbildung 30: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NH_4}). S_{O_2} ist Zustandsvariable	112
Abbildung 31: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NO_x}). S_{O_2} ist Zustandsvariable	113
Abbildung 32: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{ALK}). S_{O_2} ist Zustandsvariable	113

Abbildung 33: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_i). S_{O_2} ist Zustandsvariable	114
Abbildung 34: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_S). S_{O_2} ist Zustandsvariable	114
Abbildung 35: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_S). $S_{O_2} = 0$	115
Abbildung 36: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_S). $S_{O_2} = 0$. Dargestellt für die niedrigen Konzentrationen	115
Abbildung 37: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NH_4}). $S_{O_2} = 0$..	116
Abbildung 38: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NO_x}). $S_{O_2} = 0$..	116
Abbildung 39: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{ALK}). $S_{O_2} = 0$..	117
Abbildung 40: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_i). $S_{O_2} = 0$..	117
Abbildung 41: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_S). $S_{O_2} = 0$..	118
Abbildung 42: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell nach Anpassung der Modellparameter (S_{NH_4})	119
Abbildung 43: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell nach Anpassung der Modellparameter (S_{ALK})	120
Abbildung 44: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell nach Anpassung der Modellparameter (X_S)	120
Abbildung 45: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell nach Anpassung der Modellparameter (S_S)	121
Abbildung 46: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) nach Anpassung der Modellparameter (S_S)	122
Abbildung 47: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) nach Anpassung der Modellparameter (S_S). Dargestellt für die niedrigen Konzentrationen	122

Abbildung 48:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) nach Anpassung der Modellparameter (S_{NOX}) .	123
Abbildung 49:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_{S^*}) ..	123
Abbildung 50:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_H) ...	124
Abbildung 51:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_{STO})	124
Abbildung 52:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_A) ...	125
Abbildung 53:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbelüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_{S^*})	125
Abbildung 54:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbelüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_H)	126
Abbildung 55:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbelüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_{STO}) ..	126
Abbildung 56:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbelüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_A)	127
Abbildung 57:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Anaerobmodells mit dem Originalmodell (S_{NH4}) für verschiedene Validierungsszenarien	129
Abbildung 58:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Anaerobmodells mit dem Originalmodell (S_{ALK}) für verschiedene Validierungsszenarien	129
Abbildung 59:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Anaerobmodells mit dem Originalmodell (X_S) für verschiedene Validierungsszenarien	130
Abbildung 60:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Anaerobmodells mit dem Originalmodell (S_S) für verschiedene Validierungsszenarien	130
Abbildung 61:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (bel. Becken) mit dem Originalmodell (S_S) für verschiedene Validierungsszenarien	131
Abbildung 62:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (bel. Becken) mit dem Originalmodell (S_{NH4}) für verschiedene Validierungsszenarien	131
Abbildung 63:	Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (belüftetes Becken) mit dem Originalmodell (S_{NOX}) für verschiedene Validierungsszenarien	132

Abbildung 64: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (unbelüftetes Becken) mit dem Originalmodell (S_S) für verschiedene Validierungsszenarien. $S_{O_2} = 0$	132
Abbildung 65: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (unbelüftetes Becken) mit dem Originalmodell (S_{NH_4}) für verschiedene Validierungsszenarien. $S_{O_2} = 0$	133
Abbildung 66: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (unbelüftetes Becken) mit dem Originalmodell (S_{NO_x}) für verschiedene Validierungsszenarien. $S_{O_2} = 0$	133
Abbildung 67: Absetzkurve nach Otterpohl und Freund, (1992) und Wirkungsgradkorrektur über Variation der Vorfaktoren	135
Abbildung 68: Vorgehen bei der modularen Vernetzung des externen P-Modells der Faulung	139
Abbildung 69: Methode zur externen Modellkopplung von Anaerobmodell (Siegrist et al., (2002)) und P-Fixierung (Wild et al., (1997)) und hinzugefügte Prozesse der P-Rücklösung.....	140
Abbildung 70: Abfrage der Eingangsdaten im ökonomischen Teilmodell (teilweise über Drop-Down-Menüs	148
Abbildung 71: Kläranlage Koblenz (aus Wulf, 1999)	149
Abbildung 72: Ablaufplan einer Simulationsstudie nach der HSG Richtlinie (Langergraber et al., (2004))	179
Abbildung 73: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_{NH_4} nach Anpassung der Koeffizienten. Kalibrierung	214
Abbildung 74: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_{ALK} nach Anpassung der Koeffizienten. Kalibrierung	215
Abbildung 75: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für X_S nach Anpassung der Koeffizienten. Kalibrierung ...	215
Abbildung 76: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_S nach Anpassung der Koeffizienten. Kalibrierung ...	216
Abbildung 77: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_{NH_4} . Validierung.....	217
Abbildung 78: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_{ALK} . Validierung	217
Abbildung 79: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für X_S . Validierung.....	218

Abbildung 80: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_S . Validierung.....	218
Abbildung 81: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_S für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung.....	219
Abbildung 82: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NH_4} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung.....	219
Abbildung 83: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NO_x} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung.....	220
Abbildung 84: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{ALK} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung.....	220
Abbildung 85: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_I für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung.....	221
Abbildung 86: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_S für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung.....	221
Abbildung 87: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{S^*}) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung.....	222
Abbildung 88: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_H) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung.....	222
Abbildung 89: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{STO}) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung.....	223
Abbildung 90: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_A) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung.....	223
Abbildung 91: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_S für das belüftete Becken. Kalibrierung.....	224
Abbildung 92: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NH_4} für das belüftete Becken. Kalibrierung.....	224
Abbildung 93: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NO_x} für das belüftete Becken. Kalibrierung.....	225
Abbildung 94: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{ALK} für das belüftete Becken. Kalibrierung.....	225
Abbildung 95: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_I für das belüftete Becken. Kalibrierung.....	226

Abbildung 96: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_S für das belüftete Becken. Kalibrierung	226
Abbildung 97: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{S^*}) für das belüftete Becken. Kalibrierung	227
Abbildung 98: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_H) für das belüftete Becken. Kalibrierung	227
Abbildung 99: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{STO}) für das belüftete Becken. Kalibrierung	228
Abbildung 100: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_A) für das belüftete Becken. Kalibrierung	228
Abbildung 101: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_S für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung	229
Abbildung 102: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NH_4} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung	229
Abbildung 103: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NO_x} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung	230
Abbildung 104: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{ALK} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung	230
Abbildung 105: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_I für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung	231
Abbildung 106: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_S für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung	231
Abbildung 107: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{S^*}) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung	232
Abbildung 108: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{H^*}) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung	232
Abbildung 109: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{STO}) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung	233

Abbildung 110: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_A) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung	233
Abbildung 111: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_S für das belüftete Becken. Validierung	234
Abbildung 112: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NH_4} für das belüftete Becken. Validierung	234
Abbildung 113: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NO_x} für das belüftete Becken. Validierung	235
Abbildung 114: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{ALK} für das belüftete Becken. Validierung.....	235
Abbildung 115: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_I für das belüftete Becken. Validierung	236
Abbildung 116: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_S für das belüftete Becken. Validierung	236
Abbildung 117: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{S^*}) für das belüftete Becken. Validierung	237
Abbildung 118: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_H) für das belüftete Becken. Validierung	237
Abbildung 119: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{STO}) für das belüftete Becken. Validierung	238
Abbildung 120: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_A) für das belüftete Becken. Validierung	238

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zusammenfassung der Arbeitspakete	5
Tabelle 2: Veranschlagter Projektzeitplan.....	6
Tabelle 3 : Berücksichtigte Kriterien in den bestehenden Softwarelösungen	12
Tabelle 4: Allgemeiner Abwasservektor zur Nutzung innerhalb des Toolkit	24
Tabelle 5: Basismodule und Modellgrundlagen für den Prototypen.....	35
Tabelle 6: Entwickelte technische Kriterien und Bewertungsschema	37
Tabelle 7: Ökonomische Kriterien und Bewertungsschema	42
Tabelle 8: Ökologische Kriterien und Bewertungsschema	43
Tabelle 9: Soziokulturelle Kriterien und Bewertungsschema.....	47
Tabelle 10: Übliche Methoden zur linearen Normalisierung verschiedener Maßzahlen (nach Hajkowicz et al., 2000).....	51
Tabelle 11: Personalbedarf für den Betrieb einzelner Komponenten bzw. Tätigkeiten in einer kommunalen Kläranlage (Berechnung basierend auf ATV-M271, 1998).....	83
Tabelle 12: Personalbedarf auf Abwasserteichanlagen für Länder mit niedrigem Lohnniveau (Originalbezeichnungen, nach Arthur, 1983)	84
Tabelle 13: Personalbedarf auf Abwasserteichanlagen (Originalbezeichnungen, nach Von Sperling, 2005; Yanez, 1993)	85
Tabelle 14: Kosten treibende Parameter.....	144
Tabelle 15: Verschiedene modifizierte Kostenfunktionen (Kosten pro Einwohner, basierend auf: Bohn, 1993; Rosenwinkel et al., 1998; ATV, 1994).....	145
Tabelle 16: Korrekturfaktoren für örtliche Verhältnisse (ATV, 1994).....	146
Tabelle 17: Für die Berechnung gemittelte Zulaufwerte der Anlage Koblenz	150
Tabelle 18: Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsberechnung	151
Tabelle 19: Energieverbräuche verschiedener Anlagenteile (nach Böhnke et al, 1993) .	158
Tabelle 20: Energieverbrauch von Umwälzeinrichtungen (nach Böhnke et al, 1993 und Beckereit, 1988)	159
Tabelle 21: Spezifischer Energieverbrauch mechanischer Reinigungsstufen (nach Müller et al., 1994)	159
Tabelle 22: Berechnung des Wärmebedarfs einer Anlage (nach Tränckner, 2000)	162

Tabelle 23: Zu erwartende Geruchsstoffkonzentrationen verschiedener Anlagenteile auf Kläranlagen (nach Frechen, 1988).....	167
Tabelle 24: Linguistische Bewertung der Geruchsstoffkonzentrationen verschiedener Anlagenteile nach Normalisierung und Klassifizierung.....	169
Tabelle 25: Bewertungsvorschlag verschiedener Anlagenteile zur Abschätzung der Geruchsemissionen einer Gesamtanlage	170
Tabelle 26: Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Protokolle von BiOMATH, STOWA, WERF und HSG (übernommen von Sin et al., (2005)).....	180
Tabelle 27: Berechnete Bemessungsgrößen für Belebungsanlagen basierend auf zufallsgenerierten Input- Werten.....	209
Tabelle 28: Berechnete Bemessungsgrößen für Abwasserteiche basierend auf zufallsgenerierten Input-Werten.....	209
Tabelle 29: Berechnete Bemessungsgrößen für Anaerobreaktoren basierend auf zufallsgenerierten Input-Größen	210
Tabelle 30: Rahmenbedingungen für die Generierung der Lastszenarien (Zuflüsse).....	211
Tabelle 31: Rahmenbedingungen für die Generierung der Lastszenarien (kinetische Parameter)	212
Tabelle 32: Stöchiometrische Matrix des Anaerobmodells nach Gujer (1996)	213
Tabelle 33: Prozessmatrix des Anaerobmodells nach Gujer (1996).....	213
Tabelle 34: Prozessmatrix des Biofilmmodells nach Perez et al (2005)	213
Tabelle 35: Bewertungsschema in den recherchierten Literaturquellen	239
Tabelle 36: Evaluierung technischer Kriterien verschiedener Quellen I.....	240
Tabelle 37: Evaluierung technischer Kriterien verschiedener Quellen.....	241
Tabelle 38: Evaluierung ökologischer Kriterien verschiedener Quellen.....	242

1 Einleitung

Der zweite Teil des Forschungsverbundes "Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung" wird durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert und umfasst die Themenbereiche Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung. Im Rahmen des Teils II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung kooperieren 11 deutsche Universitäten, eine Fachhochschule und mehrere Industriepartner innerhalb von 24 Teilprojekten. Ziel des Verbundprojektes ist es, auch im Bereich der Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, deutsches Wissen und die vielfältigen praktischen Erfahrungen auf diesem Gebiet verstärkt für die internationale Zusammenarbeit verfügbar zu machen. Der Weg hierzu ist die Anpassung deutscher Technologie an die unterschiedlichen Randbedingungen internationaler Märkte.

Die in den Industrienationen bewährten Abwasserkonzepte sind nicht immer ohne weiteres auf die Probleme in anderen Ländern übertragbar und individuelle Anforderungen können sich aufgrund der lokalen Begebenheiten deutlich unterscheiden. Die Zahl der technologischen Optionen zur (technischen) Realisierung nachhaltiger Gesamtkonzepte ist groß. Dadurch steht einerseits eine solide Basis für die jeweilige Auswahl eines passenden Konzepts zur Verfügung, erschwert aber andererseits durch die hohe Anzahl verschiedener Kombinationsmöglichkeiten auch die Wahl der Technologie und Konfiguration einer Anlage. Neben den technischen Entscheidungs- und Bemessungsparametern sind es vor allem die ökonomischen Gesichtspunkte, die die Entscheidung prägen. Darüber kann es unter Aspekten der ökologischen Nachhaltigkeit erforderlich sein, neben der rein technischen Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit einer Anlage auch sämtliche Immissionen in die umweltrelevanten Pfade (Wasser, Boden, Luft) und den Verbrauch natürlicher Ressourcen zu betrachten. Da die Entscheidungsfindung somit durch technische, ökonomische und ökologische Aspekte geprägt ist, die bezüglich der Einzelaspekte meist konkurrierende Ziele darstellen, kann die Komplexität des Entscheidungsprozesses schnell beträchtlich erhöht werden.

Eine objektive Auswahl wird durch diese Rahmenbedingungen oft erschwert. Eine gut strukturierte und objektive Analyse der Bedingungen vor Ort, eine holistische Betrachtungsweise und passende Evaluierungskriterien sind nötig, um eine möglichst objektive und umfassende Bewertung verschiedener Technologien zu ermöglichen. Mathematische Simulationsmodelle haben sich in der Praxis in vielen Bereichen bereits bewährt, um bei der Entscheidung komplexer Fragestellungen Hilfestellung zu leisten. Für eine objektive und individuelle Auswahl der passenden Technologie bietet es sich deshalb an, ein Softwaretools in den Entscheidungsprozess einzubeziehen. Dieses Werkzeug kann die Entscheidung zwar nicht abnehmen kann, im Entscheidungsprozess jedoch Hilfestellung leistet und ihn für Entscheidungsträger verschiedener Instanzen und Disziplinen transparenter gestaltet. Nicht zuletzt soll so deutschen Beratern und

Exporthaltern die Möglichkeit gegeben werden, die Vorzüge der Technologien transparent und unter mehreren Gesichtspunkten darzustellen.

Der Aufbau des Berichts entspricht im Wesentlichen dem chronologischen Projektverlauf. Da es sich bei dem Projekt um eine multidisziplinäre Arbeit handelte, wurde aus Übersichtlichkeitsgründen versucht, in den einzelnen Kapiteln zwischen Technik, Ökonomie und ökologischen Aspekten zu trennen. Dies geschah, um dem Leser den Einstieg in den Bericht und die Thematik zu erleichtern, auch wenn diese Aspekte nicht immer losgelöst voneinander gesehen werden können und die integrierte Lösungen auch eine gemeinsame Betrachtung erfordern.

In **Kapitel 2 bis 4** wird zunächst kurz auf die Rahmenbedingungen eingegangen, unter welchen das Projekt verlief (Aufgabenstellung, Voraussetzungen, zeitliche und organisatorische Planung). Darauf folgt in **Kapitel 5** der technische Stand des Wissens. Dort werden verschiedene Softwareprodukte, die in Teilaspekten einen ähnlichen Fokus wie das Toolkit haben, kurz besprochen. In **Kapitel 6** wird auf die Zusammenarbeit mit anderen Stellen eingegangen, die im Projekt aufgrund des multidisziplinären Ansatzes eine besondere Rolle spielte. Anschließend wird in **Kapitel 7** ausführlich auf die wissenschaftlichen Ergebnisse eingegangen. Dieser Berichtsteil enthält detaillierte Ausführungen zu allen Arbeitspaketen, wie sie im Projektantrag definiert wurden. Nach kurzen Begriffsdefinitionen in Kapitel **7.1** folgen in Kapitel **7.2** die Ergebnisse zu wesentlichen Elementen des Toolkitprojekts, um den Leser in die grundsätzliche Problematik einzuführen. Gleichzeitig stellt dies eine Erläuterung der ersten Arbeitsschritte des Projekts dar. Dort werden die Ergebnisse zur Festlegung der Systemgrenzen, der zu berücksichtigenden Größen und der technischen Komponenten dargelegt. Diese Definitionen erfolgten bereits früh im Projekt und waren Grundlage für die weiteren Arbeiten. In Kapitel **7.3** wird der entwickelte Kriterienkatalog zur Beurteilung von Abwasserreinigungskonzepten kurz näher erläutert und die einzelnen Kriterien vorgestellt. Kapitel **7.4** beschäftigt sich dann mit der ausführlichen Darstellung des Entwicklungsprozesses zur Erstellung der konkreten Berechnungsansätze für die einzelnen Kriterien. Nach einer kurzen Darstellung der Methodik (7.4.1) wird dort ausführlich auf die Analyse verschiedener bestehender Modellansätze eingegangen (7.4.2), um dann die konkreten neuen Modellansätze zu beschreiben, die auf Basis dieser Analyse im Projekt erstellt wurden (7.4.3). Das Kapitel enthält sowohl die Ergebnisse zur grundsätzlichen Modellerstellung, als auch die Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse. Kapitel **7.5** geht dann noch einmal auf besondere Aspekte der Kalibrierung näher ein. **7.6** und **7.7** verweisen auf den Leitfaden, sowie die Dokumentation und praktische Anwendung der Berechnungskonzepte. In den **Kapiteln 8 bis 12** wird noch einmal kurz auf wesentliche Punkte in der Projektphase, Ergebnisse Dritter und Aspekte der Ergebnisverwertung eingegangen. In **Kapitel 13** werden schließlich Hinweise für zukünftige zusätzliche Forschungsarbeiten gegeben, um einzelne Ergebnisse noch verbessern zu können, während **Kapitel 14** die wesentlichen Arbeiten und Ergebnisse abschließend zusammenfasst.

2 Aufgabenstellung

Als Teilprojekt des BMBF-Verbundvorhabens „Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Abwasserbehandlung“ war es Aufgabenstellung, einen Prototyp eines Software-Toolkits und entsprechende Berechnungskonzepte zur Bewertung und Visualisierung von kommunalen Abwasserreinigungsverfahren unter verschiedenen länderspezifischen Gegebenheiten zu entwickeln. Ein Kriterienkatalog bestehend aus technischen, ökonomischen und ökologischen Kriterien soll die Basis für eine objektive Bewertung und einen Variantenvergleich darstellen. Anstatt dynamischer Modelle, die in der Praxis für unerfahrene Nutzer nur unter hohem Zeitaufwand anwendbar sind, sollten in dem Projekt leichter handhabbare Modelle entwickelt werden, um dem Anwender eine erste Beurteilung verschiedener Konzepte bezüglich technischer, ökonomischer, sozio-ökonomischer und ökologischer Aspekte zu ermöglichen. Dazu fließen sowohl Erkenntnisse aus der dynamischen mathematischen Modellierung technischer Aspekte als auch aus ökonomischen Analysen in das Projekt ein.

Die Daten zu den jeweiligen Kriterien werden dann in dem zu erstellenden Softwarerahmen grafisch aufgearbeitet und können von dem Anwender in geeigneter Weise visualisiert werden. Der Anwender soll so die Möglichkeit erhalten, anhand einer verständlichen und visuell ansprechenden Darstellung einem Entscheidungsträger technische und ökonomische Daten, sowie andere Auswahlkriterien für ein Reinigungsverfahren zu präsentieren und verschiedene Technologien anhand dieser Kriterien miteinander zu vergleichen.

3 Voraussetzungen

Mit den von der fördernden Stelle zur Verfügung gestellten Personalmitteln wurden wissenschaftliche Mitarbeiter und studentische Hilfskräfte an der TUM, ISAH, IEEM und RUB finanziert. Da das Projekt das Know How mehrerer Einrichtungen erforderte, erfolgte im Projekt eine Zusammenarbeit über Unteraufträge und mit dem Teilprojekt C 3.2 am ifak e.V. (s. Kapitel 6). Mitarbeiter der Uni Bochum, Witten, Hannover und München arbeiteten zusammen an den verschiedenen Arbeitspaketen.

Die Mitarbeiter der Lehrstühle aus Hannover und München haben langjährige Erfahrung im Bereich der mathematischen Simulation. Das Institut für Umwelttechnik und Management der Universität Witten-Herdecke hat in der Vergangenheit zahlreiche Untersuchungen zu Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen im Wassermanagement, u.a. in verschiedenen BMBF-Vorhaben durchgeführt. Der Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik der Universität Bochum hat vielfältige Erfahrungen in der Prozesssteuerung von Abwasserreinigungsanlagen und der Abwasserbehandlung in den Tropen. Die Institute bringen diese Erfahrung als Eigenmittel über feste Mitarbeiter in das Projekt ein. Durch die Zusammenführung verschiedener Disziplinen aus den Bereichen Abwasserreinigung, Informatik und der Wirtschaft waren die Voraussetzungen für das Forschungsvorhaben gegeben.

4 Planung und Ablauf des Vorhabens

Wie in Kapitel 6 noch näher beschrieben wird, erfolgte eine multidisziplinäre Zusammenarbeit mit mehreren universitären Einrichtungen um dem umfangreichen Ziel eines Softwareprototypen für eine gesamtheitliche Bewertung gerecht werden zu können. Der zeitliche Aufwand für das Projekt und dessen Arbeitsprogramm gehen aus Tabelle 1 und dem Zeitplan in Tabelle 2 hervor.

Die Tabellen stellen den geplanten Projektzeitplan dar. Der Projektverlauf erforderte eine Laufzeitverlängerung des Vorhabens, weshalb sich vor allem die Punkte 4 bis 7 nach hinten verschoben.

Tabelle 1: Zusammenfassung der Arbeitspakete

Arbeitspakete der Universitäten Bochum, Hannover und München (A)			
Nr.	Beschreibung	Zeitbedarf in MM	Bearbeiter
1	Programmkonzeption / Schnittstelle	9	ISAH, TUM
2	Kriterienkatalog	7	Uni Bochum, TUM
3	Wirtschaftlichkeit	9.5	Uni Witten
4	Programmentwicklung, Datenbankimplementierung	12	ISAH, TUM
5	Demolastfälle, Kalibrierung Toolkit	5.25	TUM
6	Einbindung des Leitfadens	1	Uni Bochum, TUM
7	Dokumentation zur Anwendung des Toolkits	4	ISAH, TUM
Summe:			48

Tabelle 2: Veranschlagter Projektzeitplan

Uni München, Uni Hannover, Uni Witten, Uni Bochum																		
Arbeitspaket	1. Jahr						2. Jahr						3. Jahr					
A1 Programmkonzept / Schnittstellen (TUM / ISAH)	1 1	1 1	1 1	0.5 0.5	0.5 0.5	0.5 0.5												
A2 Kriterienkatalog (BOC / TUM)	0.5 0.5	0.5 0.5				0.5 0.5					1 1					0.5 0.5	0.5 0.5	
A3 Wirtschaftlichkeit (WIT)	1.5	1				1				1	2					1	2	
A4 Programmentwicklung, Datenbank etc. (TUM / ISAH)				0.5 0.5			1 1											
A5 Demolastfälle / Kalibrierung (TUM)												1	1	1	1	1	0.25	
A6 Einbindung des Leitfadens (BOC / TUM)																	0.5 0.5	
A7 Dokumentation (TUM / ISAH)																1 1	1 1	
Summe MM	4.5	4	2	2	2	4	1	1	1	1	2	5	2	1	1	3	6	5.25

5 Wissenschaftlicher und technischer Stand des Wissens

Mathematische Simulationsmodelle und Softwaretools zur praktischen Anwendung dieser Modelle haben sich in der Praxis in vielen Bereichen bereits bewährt. So auch im Bereich der Abwasserreinigung. Grundsätzlich ist zwischen mathematischen Modellen zur Simulation und Berechnung von Abwasserreinigungsanlagen und Softwaretools zur Anwendung dieser Modelle zu unterscheiden: Während die Modelle das mathematische Gleichungssystem zur Berechnung bereitstellen, stellen die Softwaretools in erster Linie eine komfortable Bedienoberfläche und numerischen Verfahren bereit, um die durch die Modelle entstehenden Gleichungssysteme zu lösen. Im Toolkitprojekt fand sowohl die Erstellung des softwaretechnischen Rahmens für einen Prototypen, als auch die Erarbeitung eines Vorschlags für Berechnungsansätze statt.

Im Folgenden soll kurz auf wichtige Produkte in Bezug auf eine softwareunterstützte Berechnung und Bewertung von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen eingegangen werden. Der Schwerpunkt liegt dabei auf kompletten Softwarepaketen. Obwohl diese Softwarepakete entsprechende Modelle beinhalten, erfolgt eine Diskussion verschiedener Modellansätze aufgrund der hohen Bedeutung ihrer Analyse im Projekt gesondert unter Punkt 7.4.2.

5.1 Bemessung und Simulation von Abwasserreinigungsanlagen in bestehenden Softwarelösungen

In der Bemessung von Abwasserreinigungsanlagen spielen nach wie vor in erster Linie stationär rechnende Berechnungsansätze die größte Rolle. Daneben hat jedoch auch die dynamische Modellierung an Bedeutung gewonnen. Softwaretools zur Unterstützung des Ingenieurs in der Praxis basieren entweder auf den dynamischen oder stationären Modellen und Modellannahmen. Die dynamische Simulation kann zur Überprüfung und Optimierung des Betriebsverhaltens von Anlagen benutzt werden, die auf Basis stationärer Betrachtungen dimensioniert wurden. Mit Hilfe geeigneter Modellansätze kann z.B. die Wirkung veränderlicher Zulaufbelastungen, Temperaturen und Sauerstoffgehalte, etc. auf die Reinigungsleistung, den Überschussschlammanfall und den Energieverbrauch berechnet werden. Z.B. kann so der Einfluss von Spitzenbelastungen direkt simuliert werden, anstatt ihn wie in den stationären Modellen nur indirekt (z.B. über Sicherheitsfaktoren) zu berücksichtigen. Voraussetzung für die Anwendung der dynamischen Modelle ist dabei jedoch in den meisten Fällen, dass der Anwender erfahren auf dem Gebiet der dynamischen Simulation ist. Im Folgenden sollen die wichtigsten Programme für die (dynamische und stationäre) Berechnung von Abwasserreinigungsanlagen in Deutschland vorgestellt werden.

- DENIKAplus (ROSENWINKEL et al., 2000): Entwickelt vom Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover (ISAH). Dient der Bemessung und Optimierung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Beinhaltet die Berechnung nach ATV-DVWK A131 (1991, 2000), Hochschulgruppenansatz HSG (1989, 1993), des Merkblattes M210 für SBR-Anlagen sowie zahlreicher Erweiterungen zur vermehrten biologischen und chemischen Phosphorelimination, Membranbelebungsanlagen, Teichanlagen, Kaskadendenitrifikation, etc.. Umfangreichstes und meistverkauftes Programm (>150 Lizenzen) für die stationäre Berechnung von Abwasserreinigungsanlagen in Deutschland. Mehrsprachige Software. Ein Kostenbaustein ist nicht enthalten.
- DESIGN TO TREAT (ehemals ARABER): Programm des RWTH Aachens. Ebenfalls zur Auslegung von Abwasserreinigungsanlagen unter Berücksichtigung von A131. Ein Kostenbaustein ist nicht enthalten.
- AQUA-DESIGNER: Software der Firma BITCONTROL. Interessante Alternative zu den erstgenannten Produkten, da Ergebnisse anhand von Projektplänen ausgegeben werden. Hier wird exakt nach A131, HSG und M210 gerechnet, Erweiterungen der Algorithmen und Verfahren sind weniger als in den ersten beiden Programmen zu finden.
- BELEBUNGSEXPERT: Die Software ist begleitend zur neuen A131 von der ATV/DVWK entwickelt worden. In dieser Software ist ausschließlich die Bemessung von Belebungsanlagen nach dem A131 (2000) möglich. Damit beschränkt sich die Software auf Abwasserreinigungsanlagen für kommunales Abwasser. Kostenmodule finden sich auch in diesem Tool nicht.

Die genannten Softwarelösungen basieren auf stationären Berechnungsansätzen. Die Ergebnisse liegen als Zahlenmaterial vor und müssen durch den planenden Ingenieur aufgearbeitet werden. Dabei stellen die einzelnen Programme unterschiedlich umfangreiche Werkzeuge zur grafischen Aufarbeitung zur Verfügung. Diese reichen zumeist nicht zur Darstellung der komplexen Ergebnisse aus. Es kommen somit Produkte von Drittanbietern zum Einsatz, so dass die grafische Auswertung abhängig ist vom Bearbeiter und keine Durchgängigkeit und Vergleichbarkeit gegeben ist.

Neben den stationär rechnenden Softwaretools stehen in der Praxis auch bereits Programme zur dynamischen Simulation zur Verfügung:

- SIMBA: Programm zur dynamischen Simulation der Abwasserreinigung. Bietet auf Basis von MATLAB/SIMULINK eine Vielzahl von Möglichkeiten der Berechnung für Belebungsanlagen und Vorklärung, Kanal, Gewässer und Biofilmen. Einsatz auch in der Steuerungstechnik. Mit mehr als 150 Lizenzen Marktführer dieser

Sparte in Deutschland, entwickelt durch das Institut für Automation und Kommunikation e.V.. Das IFAK ist Projektpartner im Toolkitprojekt.

- AQUASIM (REICHERT et al., 1994,1998): Entwickelt von der ETH Zürich, weit verbreitetes Programm vor allem an Hochschulen. Bietet im Bereich der Modellimplementierung neuer Ansätze, für die Gewässergütesimulation und bei Biofilmen viele Möglichkeiten.
- GPSX: Software aus Kanada zur dynamischen Simulation der Abwasserreinigung, besonders im Ausland weiter verbreitet. Entwickelt von der Firma HYDROMANTIS.
- EFOR: Ein weiteres Simulationspaket zur dynamischen Modellierung von Abwasserreinigungsanlagen. Entwickelt wurde die Software EFOR von einer Gruppe von dänischen Consultants in Zusammenarbeit mit der Technischen Universität Dänemark. Vertrieben wird das Programm von der Firma DHI Software, die zudem zahlreiche weitere Programme zur Modellierung urbaner und natürlicher Wassersysteme anbietet (MOUSE, MIKE).
- WEST: Das Softwarepaket West (vertrieben durch HEMMIS N.V.) ist ein offenes Softwarepaket zur Modellierung und dynamischen Simulation von Abwasserreinigungsanlagen als auch von Kanalsystemen oder Fließgewässern. Es können, ähnlich wie in SIMBA, neue Modelle aufgebaut und implementiert werden.
- DENISIM: Zusatzbaustein für DENIKApus für die dynamische Simulation als Ergänzung der Bemessung. Komfortable Bedienmöglichkeiten sowie zahlreiche Verfahrensweisen und Steuerungsmöglichkeiten. Wird gerne im Rahmen der Lehre an Hochschulen eingesetzt. Entwickelt durch das IFAK, Magdeburg.

Allen genannten Simulationsprogrammen ist gemeinsam, dass sie zu einem großen Teil auf Grundlage der Modelle der International Water Association (IWA) rechnen. Hier sind im Bereich der Belebungsanlagen die ASM-Modelle (Henze et al., 2000), für Anaerobanlagen das ADM 1 (Batstone et al., 2002) und für die Gewässergüte das RWQM No 1. (Reichert et al., 1994; Reichert et al., 1998) zu nennen.

Die unterschiedlichen Programme bieten Möglichkeiten der Visualisierung der Ergebnisse an. Aufgrund der unterschiedlichen Programmstrukturen ergeben sich verschiedene Möglichkeiten. Bei den Anwendungen, die als geschlossenes Programmpaket konzipiert sind, werden grafische Ergebnisauswertungen mitgeliefert. Bei offenen Systemen, wie z.B. bei SIMBA, basiert das Simulationsprogramm auf einer Basismodellierungssoftware (im Beispiel Matlab/Simulink) und nutzt die grafischen Auswertungsmöglichkeiten der jeweiligen Programmumgebung. Der Nutzer ist dann in der Lage, in Abhängigkeit der

persönlichen Programmkenntnis, die umfangreichen Funktionen selber zu nutzen. Es ergeben sich auch hier sehr uneinheitliche Auswertungen, die nur schwer miteinander zu vergleichen sind.

5.2 Berücksichtigung ökonomischer Aspekte in bestehenden Softwarelösungen

Neben den oben genannten Produkten konnten verschiedene Programme für Wasserver- und -entsorgungsprojekte identifiziert werden, die ökonomische Aspekte (mit)berücksichtigen. Stellvertretend für die untersuchten Programme seien hier folgende drei Anwendungen genannt:

- das Programm *FACT* - Financing Alternatives Comparison Tool – der amerikanischen Umweltbehörde EPA (US Environmental Protection Agency),
- das *FEASIBLE*-Modell (Financing for Environmental, Affordable and Strategic Investments that Bring on Large-scale Expenditure), welches im Auftrag der OECD geschrieben wurde, sowie
- das südafrikanische Programm *Aqua Hydraulic Utilities*, das ein Gemeinschaftsprodukt der Firma Sinotech CC und der Universität Pretoria ist.

O.g. Programme haben eine geringe Größe und lassen sich (als Demoversion oder auch als Freeware) daher leicht aus dem Internet herunterladen.

Alle untersuchten Programme haben gemein, dass sie sehr detailliert Eingangsdaten abfragen und so fundierte Berechnungen aufstellen können. Die angebotenen Modelle unterschieden sich jedoch in bestimmten Aspekten. So steht bei der Softwareentwicklung aus Südafrika (*Aqua Hydraulic Utilities*) der Aspekt der Lebenszykluskosten sehr stark im Vordergrund. Die OECD berücksichtigt in ihrem Programm *FEASIBLE* dafür stärker sozioökonomische Faktoren und politische Zielgrößen. Der Nutzer muss bspw. angeben, wie sich die Bevölkerung und das Bruttoinlandsprodukt entwickeln. Aber auch, welche Vorstellungen er in Bezug auf den Anschluss zusätzlicher Haushalte an bestimmte Ver- und Entsorgungsmöglichkeiten hat.

Keines der von den Projektbearbeitern untersuchten Programme beinhaltet jedoch eine Kombination von technischer und ökonomischer Modellierung, wie es Gegenstand dieses Forschungsvorhabens war.

5.3 Berücksichtigung ökologischer und sozio-kultureller Aspekte in bestehenden Softwarelösungen

Neben den beschriebenen Softwarepaketen zur Berechnung rein technologischer und ökonomischer Aspekte wurden auch bereits strukturierte Vorgehensweisen entwickelt, um den komplexen Entscheidungsprozess für ein geeignetes Abwasserreinigungskonzept zu systematisieren und auch andere Aspekte gemeinsam mit ökonomischen und technischen Gesichtspunkten in die Entscheidung einfließen zu lassen. Die Lösungen reichen von einfachen Entscheidungsbäumen bis zu ganzen Softwarepaketen. Die unten genannten Softwareprodukte enthalten eine Datenbank, in welcher verschiedene Abwasserreinigungsprozesse bzw. -technologien gespeichert sind, aus denen sich der Nutzer verschiedene Reinigungskonzepte zusammenstellen und sie dann anhand vordefinierter Kriterien bewerten kann. Tabelle 3 gibt eine kurze Übersicht über die enthaltenen Kriterien (in ihrer englischen Originalbezeichnung). Nachdem die Alternativen zusammengestellt wurden, berechnen die implementierten Modelle die entsprechenden Kriterien.

- “WAWTTAR” - Water And Wastewater Treatment Technologies Appropriate for Reuse (Finney & Gearheart, 2004). Software frei herunterladbar von der Internetseite der Humboldt State University, USA (<http://firehole.humboldt.edu/wawttar/wawttar.html>). Zusammenstellen von verschiedenen Alternativen entsprechend einer Datenbank bzw. entsprechend selbst definierter Prozesse. Nach der Berechnung erfolgt ein Ranking der Alternativen basierend auf den Kosten. Herauszustellen ist, dass in WAWTTAR auch soziale Aspekte berücksichtigt werden.
- “MOSTWATAR” - Model for Optimum Selection of Technologies for Wastewater Treatment And Reuse (Dinesh & Dandy, 2003). Zusammenstellen von verschiedenen Alternativen entsprechend einer Datenbank. Ranking der Alternativen nach einem dafür implementierten Verfahren.
- “WTRNet” - Water Treatment for Reuse with Network Distribution (Joksimovic, 2006). Zusammenstellen von verschiedenen Alternativen entsprechend einer Datenbank bzw. entsprechend selbst definierter Prozesse. Ranking der Alternativen entsprechend eines dafür implementierten Verfahrens

Obwohl die genannten Softwarelösungen bereits die Möglichkeit bieten, eine relativ flexible und gesamtheitliche Evaluierung verschiedener Konzepte durchzuführen, weisen sie teilweise bezüglich der Berechnung einzelner Kriterien und deren Zusammenführung zur Evaluierung noch Vereinfachungen auf. Bezüglich einer kurzen Diskussion dieser Aspekte wird auf den Abschnitt 7.4.2 verwiesen.

Tabelle 3 : Berücksichtigte Kriterien in den bestehenden Softwarelösungen

Kriteriengruppe	WAWTTAR (Finney & Gearheart, 2004)	MOSTWATAR (Dinesh & Dandy, 2003)	WTRNet (Joksimovic, 2006)
Ökonomie	- Costs	- Costs	- Costs - Labor
Ökologie	- Water quality - Land requirement	- Effluent quality - Land requirement - Sludge production - Power requirement - Chemical requirement - Odor generation potential - Impact on groundwater	- Effluent quality - Land required - Sludge and concentration produced - Energy balance - Power requirement - Chemical requirements - Odor generation - Impact on groundwater
Technisch	- Adaptability to changes in influent quality - Adaptability to varying hydraulic head - Adaptability to upgrade	- Reliability - Adaptability to upgrade - Adaptability to varying flow rate - Adaptability to varying influent quality - Ease of O&M - Ease of construction	- Reliability - Adaptability to upgrade - Adaptability to varying flow rate - Adaptability to changes in water quality - Ease of O&M - Ease of construction - Ease of demonstration
Sozio-kulturell	- Community needs - Community capabilities - Community resources	-	-

6 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Zur erfolgreichen Durchführung des Projektes war eine enge Zusammenarbeit zwischen der TU München / Uni Bochum / Uni Witten / Uni Hannover / ifak e.V. unabdingbar. Das Arbeitsprogramm im Toolkit-Projekt bestand aus der Programmkonzeption, der Erstellung einer Kriterienliste zur Entscheidungsfindung, der Integration von Methoden und Formeln zur Wirtschaftlichkeitsberechnung und Finanzierung und der Programmentwicklung und Anpassung/Kalibrierung/Validierung. Die Aufgaben wurden dabei im Einzelnen wie unten aufgelistet aufgeteilt. Das ifak e.V. war dabei kein Unterauftragnehmer der TU München sondern erhielt entsprechend gesonderte Fördergelder zur Bearbeitung eines Teilprojekts, das die Erstellung des softwaretechnischen Rahmens zur Aufgabenstellung hatte.

TU München:

- Erstellung der Kriterienliste in Zusammenarbeit mit der RUB
- Einbindung des Leitfadens in das Toolkit in Zusammenarbeit mit der RUB
- Entwicklung der Programmkonzeption und Programmentwicklung in Zusammenarbeit mit dem ISAH und dem IFAK
- Berechnung von Demolastfällen mit dem Toolkit, Kalibrierung und Verifizierung des Toolkits
- Erstellung einer Dokumentation für das Toolkit in Zusammenarbeit mit dem ISAH

Uni Bochum:

- Erstellung der Kriterienliste in Zusammenarbeit mit der TUM
- Einbindung des Leitfadens in das Toolkit in Zusammenarbeit mit der TUM

Uni Hannover:

- Entwicklung der Programmkonzeption und Programmentwicklung in Zusammenarbeit mit der TUM und dem IFAK
- Erstellung einer Dokumentation für das Toolkit in Zusammenarbeit mit der TUM

Uni Witten:

- Entwicklung von Methoden zur Wirtschaftlichkeitsrechnung und Finanzierung

Institut für Automation und Kommunikation e.V. (IFAK):

- Entwicklung eines Systemkonzeptes als allgemeines Verfahrensmodul in Zusammenarbeit mit dem ISAH und der TUM,
- Entwicklung eines grafischen Editors und der grafischen Darstellung der Verfahren bzw. des Reinigungskonzeptes,
- Entwicklung des Rechenkerns für die Simulation,
- Entwicklung des Rechenkerns für die Bemessung,
- Implementierung der biologischen / chemischen Parametrierung sowie Erstellung der notwendigen Datenbanken,
- Unterstützung bei der Einbindung der wirtschaftlichen Aspekte und des Kriterienkataloges und
- Entwicklung einer Ergebnispräsentation, eines Berichtsgenerators und der Shankey-Diagramme zur Darstellung der Stoffbilanzen.

Die folgenden Abbildungen (Abbildung 1, Abbildung 2, Abbildung 3) erläutern die Eingliederung des Projekts in den Forschungsverbund. Die Zusammenarbeit erfolgte in erster Linie mit den Simulationsprojekten zur dynamischen Simulation. Die Einbindung der Ergebnisse der anderen Teilprojekte erfolgte so nur indirekt über die Zusammenarbeit mit den dynamischen Simulationsprojekten. Verzögerungen in den Teilprojekten wirkten sich somit indirekt oder direkt auch auf die Bearbeitung im Toolkit aus.



Abbildung 1: Struktur Gesamtprojekt (entnommen aus <http://dbs-lin.ruhr-uni-bochum.de/wasserverbund/>)

Das hier vorgestellte Teilprojekt ist im Kernprojekt C: Simulation und Konzepte der Abwasserbehandlung angesiedelt:

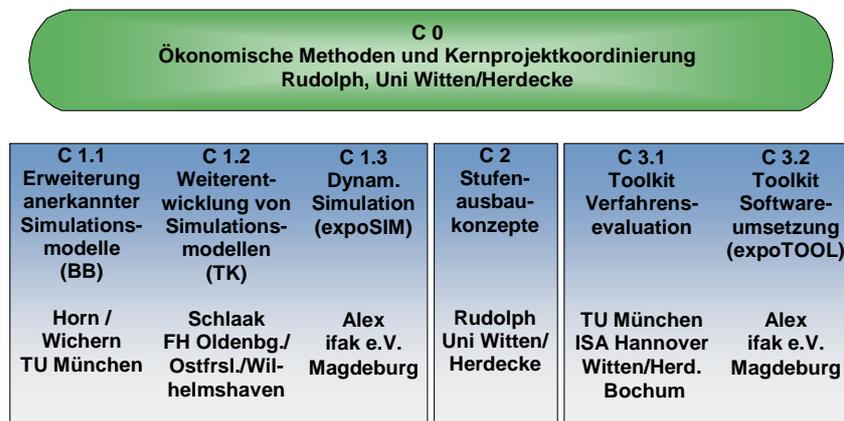


Abbildung 2: Struktur Kernprojekt C

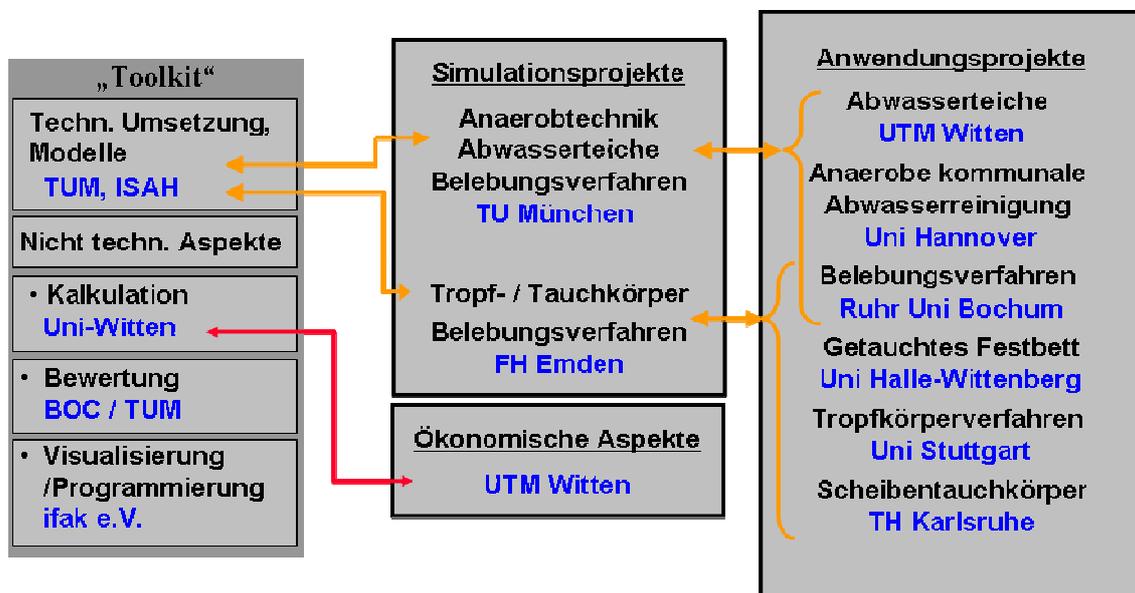


Abbildung 3: Einordnung des Toolkits in den Gesamtverbund und Verknüpfungen

Neben diesen organisatorischen Verknüpfungen bestehen deutliche fachliche Überschneidungen zum Teilprojekt C 2 (Stufenausbau). Dies betrifft in erster Linie die Aufstellung eines qualitativen Bewertungsschemas für einzelne Kriterien. Ein entsprechender Austausch beider Projekte hierzu erfolgte. Aufgrund unterschiedlicher Projektlaufzeiten kann in diesem Bericht leider noch kein eindeutiger endgültiger

Bewertungsvorschlag resultierend aus den beiden Projekten gegeben werden. Um einen möglichst abschließenden Kriterienkatalog bereitzustellen, fließen in diesen Bericht sowohl die derzeitigen Ergebnisse aus Teilprojekt C 2 (Mai 2009), als auch alternative Quellen aus der Literatur ein. An den entsprechenden Stellen des Berichts wird auf den Abschlußbericht des Teilprojekts C2 verwiesen.

In Abbildung 4 ist neben der organisatorischen Verknüpfung die grundsätzliche thematische Verknüpfung der beiden Projektbereiche „Dynamische Simulation“ und „Stationäre Simulation“ (Toolkit) anschaulich dargestellt. Es ist ersichtlich, dass die stationäre Simulation im Toolkit sinnvollerweise so gestaltet werden sollte, dass sie mit vereinfachten Eingabegrößen eine geeignete Vorauswahl einer Anlagenkonfiguration ermöglicht, die dann gegebenenfalls mit dynamischen Modellen optimiert werden kann

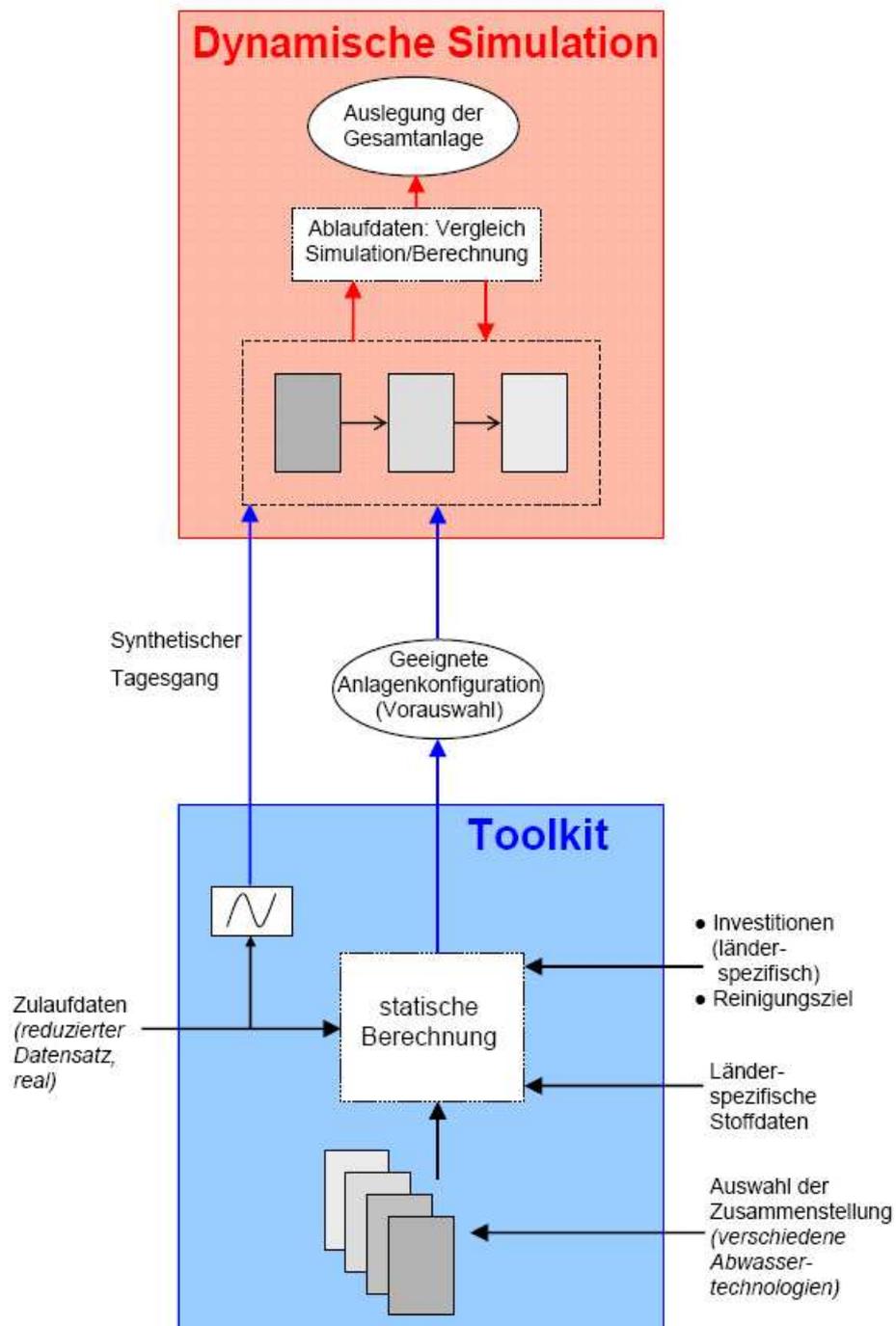


Abbildung 4: Zusammenspiel zwischen dynamischer Simulation (dynamische Modelle) und stationärer Simulation (Toolkit)

7 **Wissenschaftliche Ergebnisse**

7.1 **Begriffsdefinitionen**

Vorab sollen einige Begriffe, die im nachfolgenden Text gehäuft Verwendung finden, zur Erläuterung und zum besseren Verständnis kurz definiert werden:

- Mit **Abwasservektor** (teilweise auch nur als Vektor bezeichnet) werden im Text die bei der Simulation im Toolkit berücksichtigten und berechneten Konzentrationen, sowie der Wasserstrom bezeichnet. Er wird in Abschnitt 7.2.2.1 genauer definiert und beschrieben.
- Mit **Modul** wird im Berichtstext eine Reinigungseinheit bzw. eine Anlagenkomponente im Abwasserreinigungssystem bezeichnet. Die Module stellen die Reinigungseinheiten im abstrahierten Reinigungssystem (in den hier vorgestellten Berechnungskonzepten im Toolkit) dar, aus denen das Gesamtsystem zusammengestellt werden kann. Jedes Modul hat einen zulaufenden Abwasservektor und einen ablaufenden Abwasservektor. Mithilfe der mathematischen Abbildung im Modul wird der ablaufende Abwasservektor aus dem zulaufenden Abwasservektor berechnet. Durch die Lösung des gesamten Gleichungssystems, das durch die Zusammensetzung der Module entsteht, werden die Wechselwirkungen und Beziehungen der Module abgebildet. Darüber hinaus werden die anderen Auswahlkriterien für jedes Modul bewertet und für eine Bewertung des Gesamtsystems zusammengeführt (s. „Aggregation“ unten).
- Unter **Modell** wird im Text die vereinfachte Abstrahierung der realen biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse im Abwasserreinigungssystem verstanden. Dafür nutzen die Modelle als Werkzeuge mathematische Gleichungen. Dadurch soll das Verhalten des realen Systems abgebildet werden bzw. eine bedingte Vorhersage des Verhaltens des realen Systems erfolgen. Im Toolkit enthält somit jedes Modul ein Modell, das die Prozesse im Modul abbildet und den abfließenden Abwasservektor berechnet. Darüber hinaus werden im Berichtstext die Berechnungskonzepte, mit deren Hilfe alle anderen relevanten Größen berechnet werden, ebenfalls meist mit Modellen bezeichnet.
- Mit **Aggregation** verschiedener Kriterien wird im Bericht die Zusammenführung der Einzelbewertungen für jedes Modul bezüglich eines Kriteriums verstanden, das zu einer Gesamtbewertung des gesamten Systems bezüglich dieses Kriteriums führt.

7.2 Programmkonzeption: Systemgrenzen, Schnittstellen und Berechnungsmodule

Im Arbeitspaket A1 erfolgte bereits zu Anfang des Projektes die Erstellung einer ersten Programmkonzeption für das Toolkit. Dazu wurde gemeinsam mit dem ifak e.V. eine allgemeine Programmstruktur erarbeitet, sowie die Form der zu implementierenden Modelle. Im Laufe der Projektbearbeitung wurden auf Treffen zwischen TUM, ISAH und ifak die Schwerpunkte der Arbeiten nochmals präzisiert. Bezüglich der Festlegung des mathematischen Konzepts und der einzelnen Berechnungsbausteine wurden Schnittstellen für einzelne Modellblöcke entworfen, bzw. Eingangsgrößen und Ausgangsgrößen definiert und angepasst. Zur Gesamtkoordination des Projektes fanden mehrere Treffen aller Projektpartner statt. Sowohl auf die Ergebnisse in Bezug auf die Eingangs- und Ausgangsgrößen als auch auf das mathematische Konzept und Programmkonzept soll im Nachfolgenden eingegangen werden. Die konkreten Vorschläge zur Berechnung dieser Größen im Toolkit werden in Kapitel 7.4.3 erläutert.

7.2.1 Festlegung der Systemgrenzen

Die Wahl der Modell- bzw. Systemgrenzen und die zeitliche Repräsentation wird durch die Aufgabenstellung und das Problem beeinflusst und bestimmt zum großen Teil die Modellkomplexität. Vor Erstellung des Modells war es deswegen notwendig, zu definieren:

- Die räumlichen System-/Modellgrenzen
- die zeitlichen System-/Modellgrenzen,
- die räumlichen Dimensionen,
- die zeitliche Repräsentation.

7.2.1.1 Räumliche System-/Modellgrenzen

Ein System wird durch die Systemgrenzen von der Systemumgebung getrennt. Offene Systeme können Energie und Materie über diese Grenzen mit der Umgebung austauschen. Prozesse außerhalb der Modellgrenzen werden im Modell nicht berücksichtigt. Die Wahl der Modellgrenzen stellt somit einen für das gesamte Konzept entscheidenden Schritt dar. Abbildung 5 stellt die Systemgrenzen dar, wie sie nach Projektlaufzeit für das Toolkit gültig sind. Ferner zeigt die Abbildung vereinfacht und schematisch die im Toolkit berücksichtigten Stoff-, Energie- und Ressourcenströme im

Zusammenhang eines gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten.

Alle Elemente und Ströme innerhalb der gesetzten Systemgrenze in rot wurden in der Projektphase berücksichtigt und schließen wichtige Aspekte bei der Bewertung des technischen Reinigungskonzeptes dar. Alle Elemente außerhalb dieser Grenze können bei der Planung eines Gesamtkonzepts darüber hinaus von Bedeutung sein. Die Berechnungsergebnisse aufgrund der in diesem Bericht vorgeschlagenen Modelle können dementsprechend in eine übergreifendere Gesamtbewertung einfließen. Aus der Abbildung ist ersichtlich, dass im Projekt in erster Linie der Betrieb der Anlage eine Rolle spielt. Dies macht besonders unter ökologischen Gesichtspunkten Sinn, da nicht nur die Länge dieser Phase größer ist als andere Phasen (wie Bau- und Abbruchphase), sondern auch der Energieverbrauch in dieser Phase i.d.R. am höchsten ist und davon ausgegangen wird, dass diese Phase größere ökologische Bedeutung hat, als andere Phasen (Miller, 2006). Die Berechnung der Ressourcen Kapital, Arbeitskraft und Land berücksichtigt im Projekt sowohl bauliche als auch betriebstechnische Aspekte, was durch den Verlauf der Systemgrenze angedeutet wird. Nachhaltigkeit und ökologische Aspekte können grundsätzlich sowohl durch die Ausbeutung von Ressourcen, als auch über die Einbringung in die natürlichen Ressourcen eine Rolle spielen. Eine Berücksichtigung im Toolkit erfolgt indirekt über die von der Kläranlage ausgehenden umweltrelevanten Stoffströme. Die tatsächlichen Auswirkungen auf die Umwelt nach Einbringung oder Entnahme der Ströme spielen sich indes außerhalb der Systemgrenzen ab und wurden nicht direkt berücksichtigt.

Die in der Abbildung dargestellten Systemgrenzen erschienen als die sinnvollste Alternative in der bewilligten Projektphase. Da die Daten nach der Berechnung so weit benutzerfreundlich aufbereitet sein sollten, dass sie eine erste Abschätzung auf der Ebene des Kläranlagenbaus und Anlagenbetriebs ermöglichen, sollten die Ergebnisse grundsätzlich auch für weitere übergreifende Analysen verwendet werden können.

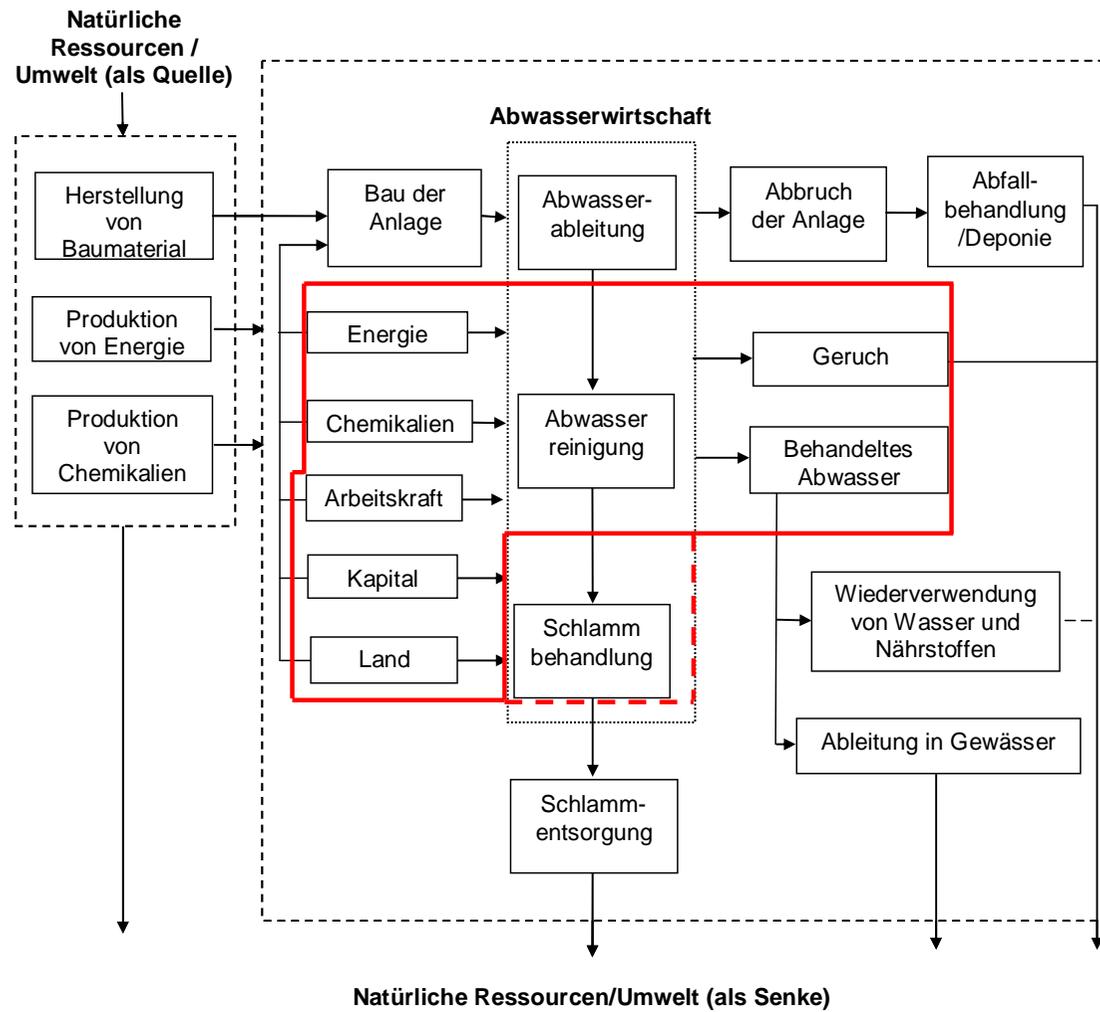


Abbildung 5: Definition der Systemgrenzen

7.2.1.2 Zeitliche System-/Modellgrenzen

Die vorgeschlagenen Berechnungsansätze für das Toolkit sind stationär. Die sich daraus ergebende zeitliche Auflösung bei der Berechnung wird unter dem nachfolgenden Punkt „zeitliche Repräsentation“ diskutiert. Die Berechnungen können sich demgegenüber nach oben hin über verschiedene Zeitspannen erstrecken. Bei der Berechnung über längere Zeitspannen kann es sinnvoll/nötig sein, die Berechnung über mehrere Zeitspannen mit entsprechender Anpassung der Rahmenparameter (z.B. Zulaufströme, Kostenfaktoren) durchzuführen. Dafür ist es sinnvoll, dass das Toolkit so aufgebaut ist, dass die Systemsimulation für eine Serie von Zeitscheiben durchgeführt werden kann, in der jeweils andere Bedingungen (Parameter) gesetzt sind. Eine entsprechende Zeitbasis (Monat, Quartal, Halbjahr oder Jahr), sowie der Startzeitpunkt und die Anzahl der Zeitscheiben sollen vorgegeben werden können.

7.2.1.3 Zeitliche Repräsentation

Grundsätzlich kann zwischen dynamischen und stationär rechnenden Ansätzen unterschieden werden. Da es sich bei dem Toolkit um ein vereinfachtes Tool handeln soll, dass vor allem in den ersten Planungsschritten Hilfestellung geben soll, basiert das gesamte Projekt entsprechend des Antrags auf stationären Überlegungen. Dies spielt vor allem für die Berechnung der Größen im Abwasservektor eine Rolle. Für die Berechnung der Konzentrationen werden keine Tagesgänge betrachtet, sondern es wird unter der Annahme von gleich bleibenden (stationären) mittleren Zuläufen gerechnet. Spitzenbelastungen in Zuläufen und resultierende Spitzen in der Anlage oder im Ablauf können nicht (direkt) berücksichtigt werden. Alle berechneten Größen im Vektor und außerhalb des Vektors beziehen sich auf Mittelwerte und den sich unter diesen Umständen einstellenden (theoretischen) Systemzustand in der Anlage. Die Annahme stationärer Bedingungen ist gängige Praxis in der Dimensionierung von Abwasserreinigungsanlagen. Dynamische Ansätze werden jedoch teilweise bei der Überprüfung der Konzepte angewandt. Das Zusammenspiel zwischen den stationären Überlegungen im Toolkit-Projekt und der dynamischen Simulation in den anderen Teilprojekten wurde bereits in Abbildung 4 dargestellt.

7.2.1.4 Räumliche Dimension

Die Modellierung eines Abwassersystems erfordert die Wahl einer geeigneten geometrischen Darstellung. Um Prozesse in einem Modell eines technischen Systems ortsabhängig beschreiben zu können, müssten grundsätzlich die Veränderungen bezüglich der drei räumlichen Dimensionen repräsentiert werden. Inwieweit jede der drei

Raumdimensionen in einem Modell betrachtet werden muss, hängt jedoch vom jeweiligen Fall ab. Man einigte sich für das Toolkit auf 0-dimensionale Berechnungsansätze. Jedes Modul wird dabei als komplett durchmischt angesehen. Komplett durchmischte Modelle stellen bezüglich der räumlichen Repräsentation den einfachsten Fall dar und können z.B. hydraulische Verhältnisse nicht direkt abbilden. Dieser Ansatz entspricht jedoch den gängigen Bemessungsverfahren und ist auch gängige Praxis in der dynamischen Simulation. Eine teilweise Berücksichtigung von räumlichen Konzentrationsgradienten in einer Anlage/einem Becken kann z.B. durch eine Hintereinanderschaltung mehrerer voll durchmischter Reaktoren erfolgen. Dies stellt eine Zwischenlösung dar, die in bestimmten Fällen sinnvoller sein können als die Annahme eines voll durchmischten Reaktors.

7.2.2 Festlegung der Modellgrößen

Neben der Festlegung der Systemgrenzen spielen die zu berücksichtigenden Modellgrößen eine große Rolle. Im Projekt betraf dies vor allem die Größen im Abwasservektor und alle anderen Größen die für eine Bewertung einer Anlage von Relevanz sein können (Kriterien).

7.2.2.1 Schnittstellendefinition und Abwasservektor

Ein wichtiges Charakteristikum bei der Erstellung der Software stellt die offene Modellstruktur dar, über die sowohl eine einfache Verkopplung der Modellbausteine untereinander, als auch eine Implementierung zusätzlicher Modelle z.B. durch den Nutzer sichergestellt werden soll. Für die freie Kopplung von unterschiedlichen Modellen und eine Durchgängigkeit der Einzelmodelle ist daher die Definition der Schnittstellen von großer Bedeutung. Um innerhalb der Programmumgebung des Toolkits eine durchgängige Modellstruktur zu gewährleisten, wurde schon zu einem sehr frühen Zeitpunkt ein allgemeiner Vektor der zu berücksichtigenden Stoffgrößen erstellt. Dadurch können die verschiedenen Modelle untereinander verkoppelt werden, ohne eine jeweils speziell konfektionierte Schnittstelle definieren zu müssen. Es wird so ein Stoffvektor bereitgestellt, der bei der Erstellung der Einzelmodelle der jeweiligen Baugruppen die Eingangs und Ausgangsgrößen eindeutig beschreibt und die Voraussetzung für die Einbindung in die Programmumgebung des Toolkits darstellt. Die definierten Stoffgrößen im Abwasservektor beschreiben die Abwasserinhaltsstoffe bezüglich des CSB, des Stickstoffs und des Phosphors. Das inhaltliche Konzept lehnt sich an die Definition der Stoffgrößen der Belebtschlammmodelle der IWA (Henze et al., (2000)) an. Somit wird auch die externe Kopplung der stationären Modelle des Toolkit zu den komplexen dynamischen Modellen auf Basis der IWA Modelle ermöglicht. Dies ist notwendig, um die Ergebnisse der Modellierung innerhalb des Toolkits auch für weitergehende

Untersuchungen mit komplexen Modellen nutzen zu können. Es wird unterschieden in gelöste und partikuläre Stoffe, um den Feststoffgehalt modellieren zu können. Um den anorganischen Anteil des Gesamtfeststoffes zu berücksichtigen, wird neben den organischen Feststoffen auch die Fraktion der mineralischen Feststoffe eingeführt. Zudem wird als Parameter für den Verbrauch an Säurekapazität die Alkalinität als Stoffgruppe eingeführt. Der Vektor setzt sich entsprechend aus folgenden Einzelgrößen zusammen.

Tabelle 4: Allgemeiner Abwasservektor zur Nutzung innerhalb des Toolkit

Stoffgruppe	Einheit	Beschreibung
S_I	[gCSB/m ³]	inertes, gelöster CSB
X_I	[gCSB/m ³]	inertes, partikulärer CSB
S_S	[gCSB/m ³]	leicht abbaubarer, gelöster CSB
X_S	[gCSB/m ³]	Schwer abbaubarer CSB
N_{inorg}	[gN/m ³]	anorganischer Stickstoff (im wesentlichen NH ₄ -N + NO ₃ -N)
P_{gel}	[gP/m ³]	gelöster Phosphor (im wesentlichen PO ₄ -P)
P_{part}	[gP/m ³]	partikulärer Phosphor
X_{min}	[gTS/m ³]	mineralische Feststoffe
S_{ALK}	[gHCO ₃ /m ³]	Alkalinität
Q	[m ³ /d]	Abwassermenge

Den einzelnen Fraktionen innerhalb des Vektors werden entsprechend ihrer Definition Stickstoff- und Phosphoranteile zugeordnet, um somit die organischen Anteile zu definieren. Zudem werden den als partikulär definierten Stoffen Faktoren zugeordnet, die den Anteil an Feststoff definieren. Damit können Mischfraktionen, wie die Fraktion des schwer abbaubaren CSB, berücksichtigt werden. Die folgende Grafik erläutert die Zusammenhänge der Stofffraktionierung.

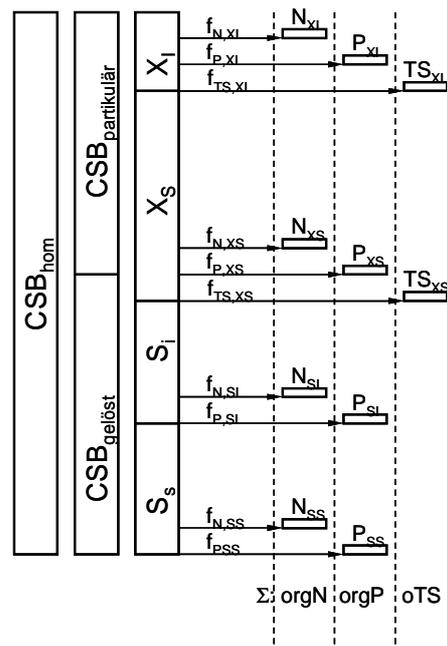


Abbildung 6: Fraktionierung des Abwasservektors

Dieser allgemeine Stoffvektor ist auf die Stoffgruppen der Belebtschlammmodelle der IWA (Henze et al., (2000)) übertragbar und erlaubt damit eine externe Kopplung zu den dynamischen Modellen. Das Vorgehen hierbei wird am Beispiel des ASM1 verdeutlicht. Zunächst müssen die CSB Fraktionen portiert werden. Dabei haben alle Toolkit Fraktionen, mit Ausnahme der Stoffgruppe des schwer abbaubaren CSB (X_S) eine exakte Entsprechung im ASM1 und können direkt übergeben werden. Im ASM1 werden im Zulauf der Anlage Biomassefraktionen vereinbart. Dies ist im Toolkit, ähnlich dem CSB Ansatz der A131, nicht vorgesehen. Daher ist für die Schnittstelle ein Anteil des schwer abbaubaren CSB als Biomassefraktion zu definieren. Die Konzentrationen der partikulären Zerfallsprodukte der Biomasse im ASM1 (X_P) sowie der autotrophen Biomasse (X_A) können im Zulauf der Kläranlage als unbedeutend angenommen werden. Bei der Stickstofffraktionierung ist entsprechend darauf zu achten, dass im ASM1 die Fraktionen der Biomasse und die des schwer abbaubaren CSB unterschiedliche Stickstoffanteile zugeordnet bekommen. Entsprechend ist bei der Übergabe der Daten darauf zu achten, die Faktoren so anzupassen, dass die Stickstoffbilanz erhalten bleibt. Dies gilt auch für die Fraktionen des gelösten und partikulären organischen Stickstoffes (S_{ND} und X_{ND}) des ASM1. Da im Toolkit die organisch gebundene Stickstofffracht komplett über die CSB-Anteile berechnet wird, können bei Übernahme dieser Anteile in das ASM1 die Fraktionen S_{ND} und X_{ND} auf Null gesetzt werden.

7.2.2.2 Weitere berücksichtigte quantifizierbare Größen (Technologie, Ökonomie und Ökologie)

Nicht berücksichtigt in dem o.g. Abwasservektor sind ökonomische, ökologische und andere nichttechnische Größen. Die Konzentrationen in den Abwasserströmen, die durch den Vektor repräsentiert werden, können entsprechend durch Funktionen innerhalb der einzelnen Module berechnet werden, welche die einzelnen Komponenten der Abwasserbehandlungskette repräsentieren. Hingegen einigte man sich darauf, dass zusätzliche berechenbare aber nicht vektorielle Größen durch geeignete Berechnungsansätze innerhalb der einzelnen Module berechnet werden, nicht aber teil des Vektors bilden. Ausgehend von den Modellüberlegungen für den Prototypen handelt es sich bei den Nichtvektoriellen aber quantifizierbaren Größen um

Technologische Größen (erläutert unter Punkt 7.3.1 und 7.4.3)

- Personalbedarf

Ökonomische Größen (erläutert unter Punkt 7.3.2 und 7.4.3.10)

- Kosten
 - Investitionskosten
 - jährliche laufende Kosten
- Wirtschaftlichkeitsvergleich
(Berechnung des Barwerts für die Gesamtkosten)

Ökologische Größen (erläutert unter Punkt 7.3.3 und 7.4.3.11)

- Energieverbrauch
 - Elektrische Energie
 - Heizenergie
- Landverbrauch,
- Geruchsemissionen, *alternativ zur qualifizierten Betrachtung,*
- Vermeidbare Geruchsemissionen.

7.2.2.3 Weitere berücksichtigte qualifizierte Größen (Technologie, Ökologie)

Neben den berechenbaren Größen in oder außerhalb des Vektors, müssen Kriterien, die nicht direkt durch berechenbare Größen bewertet werden können, auf andere Art und Weise in die Evaluierung Eingang finden. Dabei handelt es sich in erster Linie um Größen die nur schwer quantifizierbare Kriterien darstellen. Ferner kann es in manchen Fällen sinnvoll sein, einige der oben quantifiziert berechneten Größen auf qualifizierte Skalen zu transformieren. Entsprechend des definierten Kriterienkatalogs in Abschnitt 7.3 werden als qualifizierte Größen vorgeschlagen

Technologische Aspekte (erläutert unter Punkt 7.3.1 und 7.4.3)

- Zuverlässigkeit/Stabilität
- Adaptionfähigkeit für variierende Zuläufe
- Einfachheit der Technologie bezogen auf bauliche Aspekte
- Einfachheit der Technologie bezogen auf betriebs- und Instandhaltungsaspekte
- *Personalbedarf, alternativ zur quantifizierten Betrachtung*
- Chemikalienbedarf

Ökologische Aspekte (erläutert unter Punkt 7.3.3 und 7.4.3.11)

- Geruchsemissionen, *alternativ zur quantifizierten Betrachtung*
- *Energieverbrauch, alternativ zur quantifizierten Betrachtung*
- *Landverbrauch, alternativ zur quantifizierten Betrachtung*

7.2.3 Mathematisches Konzept und Struktur des Gleichungssystems zur Umsetzung der Berechnungsverfahren und des Kriterienkatalogs

Das mathematische Konzept und die Struktur des Gleichungssystems stellen den Kern für die Berechnung der Größen im Abwasservektor dar. Nachfolgend sollen die Grundzüge des festgelegten mathematischen Konzepts zur Berechnung der Größen im Abwasservektor dargelegt werden. Für eine genauere Beschreibung wird auf den Abschlussbericht des ifak e.V verwiesen (Teilprojekt C 3.2).

Für die Systembeschreibung (technologische Funktion) eines Moduls müssen Gleichungen zur Festlegung von Randbedingungen zu den zu- und ablaufenden

Abwasserströmen und Gleichungen zur Berechnung der Ablaufkonzentrationen bereitgestellt werden. Für jedes Modul werden dafür beliebig viele lineare Randbedingungen für die Eingangs- und Ausgangsvolumenströme formuliert:

$$\begin{aligned}c_1 &= a_{1,1} Q_{in_1} + a_{1,2} Q_{in_2} + \dots + b_{1,1} Q_{out_1} + b_{1,2} Q_{out_2} + \dots \\c_2 &= a_{2,1} Q_{in_1} + a_{2,2} Q_{in_2} + \dots + b_{2,1} Q_{out_1} + b_{2,2} Q_{out_2} + \dots \\&\dots\end{aligned}\tag{1}$$

mit

c_i Konstante

$a_{i,j}$ Faktor für zulaufende Ströme

$b_{i,j}$ Faktor für ablaufende Ströme

Q_{in_j} Volumenstrom Zulauf j

Q_{out_j} Volumenstrom Ablauf j

Aus der Volumenbilanz für das Wasser resultiert zunächst:

$$0 = Q_{in_1} - Q_{out_1} - Q_{out_2} \quad d.h. \quad (c_1=0, a_{1,1}=1, b_{1,1}=-1, b_{1,2}=-1)\tag{2}$$

Zusätzlich kann angenommen werden, dass eine konstante Menge Überschussschlamm (Q_{ex}) abgezogen wird:

$$Q_{ex} = Q_{out_2} \quad d.h. \quad (c_2=Q_{ex}, a_{2,1}=0, b_{2,1}=0, b_{2,2}=1)\tag{3}$$

Mit diesen zwei (linearen) Gleichungen werden die Volumenstrom-Randbedingungen für jedes Modul festgelegt.

Werden alle Gleichungen zur Formulierung der Volumenstrom-Randbedingungen aller Module in einem Gleichungssystem zusammengefasst, ergibt sich:

$$\begin{array}{cccccccc}
 & q_1 & q_2 & \dots & q_i & \dots & q_j & \dots & q_k & \dots & (4) \\
 \mathbf{b1} & \left\{ \begin{array}{l} c_1 \\ c_2 \\ \vdots \\ \vdots \end{array} \right. & = & \begin{array}{cccccccc} 0 & 0 & \dots & a_{11} & \dots & b_{11} & \dots & b_{12} & \dots \\ 0 & 0 & & a_{21} & & b_{21} & & b_{22} & \\ \vdots & & & \vdots & & & & & \\ \vdots & & & \vdots & & & & & \end{array} & * & \begin{array}{l} q_1 \\ q_2 \\ \vdots \\ q_i=Q_{in_1} \\ \vdots \\ q_j=Q_{out_1} \\ \vdots \\ q_k=Q_{out_2} \\ \vdots \end{array}
 \end{array}$$

$$\underline{c} = F * \underline{q}$$

mit \underline{c} = Vektor der Konstanten, F = Koeffizientenmatrix, \underline{q} = Vektor der Volumenströme

Die Spalten in der Koeffizientenmatrix F entsprechen allen in der Verschaltung der Module auftretenden Volumenströmen. Die Ein- und Ausgangsvolumenströme eines Moduls entsprechen dann bestimmten Spalten in dieser Matrix.

Neben der Festlegung der einfachen hydraulischen Randbedingungen müssen die Konzentrationen berechnet werden. Für die Berechnung der Konzentrationen der Inhaltsstoffe muss dazu die Konzentration der Ausgangsströme als Funktion der Eingangskonzentrationen, der Ein- und Ausgangsvolumenströme und der Modul-Parameter und Variablen beschrieben werden. In jedem verfahrenstechnischem Modul werden somit die Konzentrationen für die Ausgangsströme unter Voraussetzung bekannter Eingangsströme und Volumenströme spezifiziert. Dies erfolgt unter Verwendung des durchgängigen Abwasservektors, dessen Elemente dann entsprechend durch Funktionen innerhalb der einzelnen Module berechnet werden. Entsprechende Berechnungsvorschläge zur Berechnung der Ausgangskonzentrationen werden in diesem Bericht als (stationäre) technische Modelle bezeichnet und in Kapitel 7.4.3 näher behandelt.

Zur Lösung des entstehenden (nichtlinearen) Gleichungssystems müssen in der Software geeignete Lösungsverfahren implementiert werden, die das System numerisch lösen können. Als Lösungsansätze wurden vom ifak verschiedene Verfahren untersucht und implementiert.

Für nähere Ausführungen zur konkreten Softwareumsetzung des mathematischen Konzepts, sowie eine Beschreibung der numerischen Lösungsverfahren wird an dieser Stelle nochmals auf den Abschlussbericht des ifak verwiesen.

7.2.4 Modulares Konzept

Der Ansatz nachhaltiger Betrachtungsweise setzt voraus, dass Maßnahmen, die zur Verbesserung von Systemen führen sollen, hinsichtlich aller relevanten Stoff- und Energieströme sowie der relevanten Ressourcenverbräuche und Emissionen untersucht werden (vgl. Abbildung 5 zur Systemgrenze). Daraus folgt, dass konventionelle Methoden zur Modellierung von Kläranlagen, die ausschließlich den Wasserpfad bzw. einzelne Aggregate und nur die biologischen Verfahren analysieren, weiterentwickelt werden müssen.

Innerhalb des Toolkits wird der Ansatz des Plant-Wide-Modelling verfolgt, der vorsieht, die Anlagen vollständig abzubilden, mit dem Ziel Verfahrensvarianten objektiv miteinander vergleichen zu können. Insbesondere die Möglichkeiten im Toolkit, Ressourceneinsatz und Energiebilanzen in diesen Prozess einzubinden macht die vollständige Abbildung notwendig. Um dabei eine flexible Zusammenstellung und Bewertung verschiedener Abwasserreinigungskonzepte zu ermöglichen, ist ein modularer Ansatz zielführend. Um die Gesamtmodellierung einer Anlage durchzuführen, müssen dazu zusätzliche Bausteine (Module) für Anlagenteile aufgebaut werden, die bislang in konventionellen Ansätzen nicht betrachtet worden sind. Im Einzelnen macht es für das Plant-Wide-Modelling Sinn, dass Module für die mechanische Vorreinigung (z.B. Rechen, Vorklärung), die biologisch/chemische Stufe (Belebschlammanlagen, Biofilmsysteme), sowie Produktion und Verbrauch von Energie (z.B. Belüftungsaggregate) gekoppelt werden.

Bei der Auswahl der notwendigen Komponenten spielt die Zielgröße eine wichtige Rolle. Insbesondere ist der Fokus der Betrachtung klar zu definieren, da ggf. unterschiedlich skalierte Modelle miteinander gekoppelt werden müssen. Bei einer Implementierung des Kläranlagenmodells in ein Stoffstrommodell eines Siedlungsgebietes müssten sämtliche Baugruppen abgebildet werden, jedoch reichen für Langzeitbetrachtungen stationäre Modelle aus, da die betrachtete Zeitspanne und Datenauflösung ausreichend groß ist. Dies entspricht den stationären Überlegungen im Toolkit. Für die einzelnen Anlagenteile sind Modellansätze mehr oder weniger umfangreich verfügbar und/oder müssen angepasst werden. Auch wenn der Prototyp des Toolkits deswegen noch keine komplette Bereitstellung aller möglicher Anlagenkomponenten leisten kann, so wurden bedeutende Komponenten für den Prototypen des Toolkits bereits vorgesehen. An der **TU München** lag dabei der Schwerpunkt auf der Entwicklung von Modulen für

- Belebungsbecken,
- Anaerobreaktoren

- und Teichanlagen,

während am **ISAH Hannover** der Fokus auf den

- mechanischen Reinigungsstufen,
- den Biofilmtechnologien
- der Abbildung des Phosphors in der Faulung
- der Gesamtmodellierung und der Kopplung zu dynamischen Modellen

lag.

Der Fokus bei der TUM und dem ISAH lag bei der Entwicklung der technischen Modelle. Demgegenüber entwickelte das **IEEM Witten** für die jeweiligen Module die ökonomischen Bewertungsmodelle.

7.2.4.1 Vorklärung (ISAH)

Für die Vorklärung existieren stark vereinfachte Modelle, die keine Absetzprozesse abbilden, sondern lediglich eine konstante Absetzwirkung zugrunde legen (Otterpohl und Freund, (1992)). Zur Abbildung des Primärschlammanfalls wären diese Modelle entsprechend zu erweitern. Hierbei ist zu entscheiden, ob eine konstante Absetzwirkung unterstellt werden kann oder ob die Absetzprozesse detailliert abgebildet werden sollen.

7.2.4.2 Belebungsstufe (TU München)

Für Baugruppen der Belebung liegen Modelle in verschiedenen Skalierungen vor, die als Basis dienen können. Eine umfassende Untersuchung stationärer Ansätze ist unter Punkt 7.4.2.1 dargestellt.

Für die Nachklärung existieren verschiedene einfache Ansätze mit verschiedenen Annahmen zur Schlamm-speicherung und zum Absetzverhalten, die auch in der dynamischen Simulation Anwendung finden (Otterpohl et al., 1992; Schilling und Hartwig, 1988; Härtel 1991, Takacs et al., 1987; SIMBA, 2006). Im Projekt wurde mit einer

Nachklärung unter der Annahme einer stark vereinfachten Schlammstorage in einem voll durchmischten Rührkessel gerechnet.

7.2.4.3 Anaerobreaktoren (TU München)

Die Modelle der anaeroben Schlammstabilisierung stellen einen der wichtigsten Bausteine eines gekoppelten Gesamtmodells dar. Mit der Veröffentlichung des dynamischen Anaerobic Digestion Model No. 1 (Batstone et al., (2002)) ist in diesem Bereich eine Grundlage für vergleichbare Modellstudien geschaffen worden. Dies hat die Anzahl der Untersuchungen stark erhöht und somit eine Grundlage für den Einsatz von Modellen zum anaeroben Abbau erweitert. So stehen durch eine Vielzahl von Untersuchungen Parametersätze für kinetische und stöchiometrische Parameter zur Verfügung, die als Startparameter für eigene Studien genutzt werden können. Die detaillierten Ergebnisse einer Analyse bestehender stationärer Ansätze sind in Abschnitt 7.4.2.1 dargestellt.

7.2.4.4 Teichanlagen (TU München)

Für Teiche existieren verschiedene Modellansätze, die von sehr stark vereinfachten Modellen bis zu komplexen dynamischen Modelle reichen. Die Ergebnisse einer umfassenden Analyse dazu werden in Abschnitt 7.4.2.1 erläutert. Wie die Ergebnisse in Teilprojekt C1.1 zeigen, ist es darüber hinaus möglich, Teiche durch eine Verschaltung von Anaerobmodellen und Belebungsmodellen abzubilden.

7.2.4.5 Schlammeindickung / -entwässerung (ISAH)

Für die internen Rückbelastungsströme sind die Aggregate der Schlammeindickung und -entwässerung abzubilden. Existierende Modelle in diesem Bereich bilden die Schlammtrennung statisch ab. Es wird, wie bei den vereinfachten Vorklärbeckenmodellen, mit einer konstanten Trennungsleistung gerechnet. Dies ist für die Gesamtmodellierung eine zulässige Vereinfachung, wenn nicht mit der Eindickung verbundene Prozesse detailliert untersucht werden sollen (z. B. Wirkungsgrad). Für die Schwerkrafteindicker können ebenfalls einfache Modelle genutzt werden, jedoch können aufgrund der längeren Aufenthaltsdauer biologische Prozesse wirksam werden, die gegebenenfalls mit berücksichtigt werden müssen. Hierfür stehen Modelle zur Verfügung, die ähnlich der Modelle für die Nachklärung Absetzprozesse und biologische Prozesse abbilden.

7.2.4.6 Phosphor in der Faulung (ISAH)

In den gängigen Modellen für anaerobe Schlammstabilisierung ist die Stoffgröße Phosphor nicht berücksichtigt. Da in den veröffentlichten Faulungsmodellen kein Phosphor integriert ist, wird in dieser Arbeit ein Modellkonzept vorgestellt, das es ermöglicht, Faulungsmodelle und Modelle zur P-Fixierung miteinander zu koppeln. Dabei wird anders als bei den „Totalmodellen“, die sämtliche Prozesse in einer Modellmatrix abbilden, ein modularer Ansatz gewählt. Hierbei werden die Prozesse der P-Fixierung in der Faulung extern und parallel berechnet. Dies bietet die Möglichkeit, unterschiedlich detaillierte Modelle miteinander zu koppeln, ohne jeweils in die gesamte Modellmatrix eingreifen zu müssen.

7.2.4.7 Biofilmentechnologie (ISAH)

Die Vorgänge in Biofilmen sind extrem komplex. Biofilmmodelle liegen deswegen von sehr einfachen Modellen bis hin zu hochkomplexen dreidimensionalen Ansätzen vor, die zudem auf völlig unterschiedlichen mathematischen Konzepten basieren können. Für das Toolkit können nur relativ einfache Modelle eine relevante Rolle spielen.

7.2.4.8 Zusammenfassung

Die oben genannten Punkte berücksichtigend, wurden für den Prototypen folgende in Tabelle 5 zusammengefassten Module entwickelt. Eine Erweiterung dieser Grundauswahl ist aufgrund der flexiblen Gestaltungsweise des Toolkits möglich. Für die Berechnung einzelner Kriterien kann es teilweise sinnvoll sein, diese Module zu Modulgruppen zusammenzufassen, nicht zuletzt auch deshalb, weil Bewertungen bezüglich verschiedener Kriterien teilweise nur für bestimmte technische Kombinationen vorliegen (die durch die zusammengestellten Module repräsentiert werden).

Tabelle 5: Basismodule und Modellgrundlagen für den Prototypen

Modul	Modellbasis
Vorklärung	Modellvorschlag: Modell nach Otterpohl und Freund, (1992)
Belüftetes Becken	Modellentwicklung: Auf Basis des ASM 3 (IWA, 2000)
Unbelüftetes Becken	Modellentwicklung: Auf Basis des ASM 3 (IWA, 2000)
Nachklärung	Modellvorschlag: Einfaches Modell eines volldurchmischten Rührkessels, mehrere weitere Alternativen denkbar (Otterpohl et al., 1992; Schilling und Hartwig, 1988; Härtel 199, Takacs et al., 1991)
Anaerobreaktor / Schlammfäulung	Modellentwicklung: Auf Basis von Gujer (1996).
Phosphor in der Faulung	Modellvorschlag: Modellimplementation nach Wild et al. (1997)
Schlammeindickung / Schlammwässerung	Modellvorschlag: Vereinfachte TS Bestimmung über Bilanzrechnung
Biofilmttechnologie	Modellvorschlag: Modellimplementation nach Perez et al., (2005)
Anaerobe / Fakultativteich / Belüfteter Teich	Zusammengesetztes Modell auf Basis der entwickelten Modelle zu Belebungs- und Anaerobreaktoren (s. oben)

7.3 Kriterienkatalog

Im Rahmen des Toolkit-Projekts war eine Kriterienliste zu erstellen, die technische, ökonomische, ökologische und andere zur Verfahrensevaluation wichtige Auswahlkriterien enthält. Die wesentlichen und maßgebenden Parameter und Entscheidungsgrößen können dann Eingang in einen Auswahlprozess durch den Anwender finden. Zur Erstellung des Kriterienkatalogs wurde an der TU München bereits 2005 eine erste noch sehr umfangreiche Liste erstellt, die sich hauptsächlich an der Vorstudie zu „Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern“ (Abschlussbericht BMBF-Vorhaben 02WA0452), sowie einschlägiger Literatur und Veröffentlichungen, technischen Regelwerken, Leitfäden und Arbeitsblättern orientierte. Im Berichtszeitraum 2006 wurden in Zusammenarbeit der **TU München**, der **Ruhr Universität Bochum** und dem **IEEM Witten-Herdecke** diejenigen Punkte zunächst entnommen, die als weniger wichtig oder als weniger sensitiv betrachtet wurden. Es wurden 12 Basisparameter definiert, auf die sich die weiteren Arbeiten schwerpunktmäßig konzentrieren. Die Liste wurde dann in der Projektlaufzeit angepasst und an der **TU München** entsprechende Bewertungsvorschläge für technische und ökologische Kriterien erarbeitet. Am **IEEM** erfolgte die Erarbeitung der Berechnungskonzepte für die ökonomischen Kriterien. Im Rahmen des Projekts liegen 24 Kriterien vor, anhand derer die Bewertung einer Reinigungsanlage durchgeführt werden kann. Eine detaillierte Darstellung der konkreten Berechnungskonzepte zu den einzelnen Kriterien erfolgt in Kapitel 7.4.3. Diese Kriterien konnten in der Projektlaufzeit schwerpunktmäßig bearbeitet werden und sollten bereits eine sehr umfangreiche Basis für eine Evaluierung unter mehreren Gesichtspunkten darstellen. Einer Erweiterung oder Anpassung/Kürzung des Kriterienkatalogs und der Bewertungskonzepte im Zuge einer Weiterentwicklung des Prototypen ist jedoch generell nichts entgegenzusetzen, sofern es sich als zweckmäßig erweist.

Die Liste umfasst qualitative und quantitative Kriterien. Es gilt generell, dass quantitativ berechnete Kriterien nach deren Berechnung auch qualitativ betrachtet werden können, indem die berechneten Werte normalisiert und relativ zueinander betrachtet werden (vgl. Abschnitt 7.3.5). In den nachfolgenden Tabellen wird für quantitative Kriterien nur dann zusätzlich auf eine qualitative Bewertungsmöglichkeit verwiesen, wenn hierzu auch konkrete Vorschläge in der Literatur vorliegen.

7.3.1 Technische Kriterien

Unter technischen Kriterien werden hier diejenigen Kriterien verstanden, die mit dem ordentlichen und außerordentlichen Betrieb der Anlage zu tun haben. Dabei ergeben sich teilweise Überschneidungen zu nichttechnischen Kriterien. Alleine durch die Tatsache, dass das Ziel der Anlage die Reinigung von Abwasser darstellt, ist eine komplette Abgrenzung der technischen Kriterien von den ökologischen Kriterien nicht möglich. Ferner stellt z.B. der Personalbedarf eine Überschneidung mit ökonomischen Kriterien dar und geht einher mit den Personalkosten.

Tabelle 6 stellt die im Projekt als technische Kriterien klassifizierten Aspekte und das grundsätzliche entwickelte Bewertungsschema kurz dar. Im Anschluss folgt eine kurze Beschreibung einzelner Kriterien.

Tabelle 6: Entwickelte technische Kriterien und Bewertungsschema

Kriterienklasse	Kriterium	Bewertung / Einheit
Technisch	Zuverlässigkeit/Stabilität	[-] / qualitativ
	Adaptionsfähigkeit für variierende Zuläufe	[-] / qualitativ
	Adaptionsfähigkeit für variierende Abwasserzusammensetzungen	[-] / qualitativ
	Einfachheit der Technologie (Bau)	[-] / qualitativ
	Einfachheit der Technologie (Betrieb und Instandhaltung)	[-] / qualitativ
	Personalbedarf	[h/a] / quantitativ
	Schlammproduktion	[kg/d] / qualitativ oder quantitativ
	Chemikalienbedarf	[-] / qualitativ
	Ablaufqualität / Reinigungsleistung	[mg/l] / quantitativ

Zuverlässigkeit/Stabilität

Da das Toolkit auf stationären Annahmen beruht, können Aspekte wie z.B. Zuverlässigkeit und Stabilität des Prozesses bei Zulaufspitzen (also das dynamische Verhalten der Anlage) nicht direkt berücksichtigt werden. Aus diesem Grunde erscheint es sinnvoll, ein Kriterium einzuführen, das die Zuverlässigkeit der einzelnen Systemelemente und des Gesamtsystems bezüglich derartiger Ereignisse abschätzend bewertet.

Grundsätzlich kann unter Zuverlässigkeit des Abwasserreinigungssystems die Wahrscheinlichkeit einer adäquaten Reinigungsleistung über einer spezifizierten Zeitspanne unter bestimmten Bedingungen verstanden werden. In einem Abwasserreinigungssystem kann die Zuverlässigkeit definiert werden als der Prozentsatz der Zeit, in der die Abflusskonzentrationen die geforderten Werte einhalten (Oliveira & von Sperling, 2007). Eine Evaluierung der Zuverlässigkeit kann somit unter Einbeziehung statistischer Größen, Kennwerte und Verfahren erfolgen. Die Zuverlässigkeit eines Abwasserreinigungssystems kann dabei z.B. über die Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Schlüsselprozesse im System erfolgen (s. Eisenberg et al., 2001). Dennoch ist statistisches Datenmaterial am Anfang der Planungsphase üblicherweise nicht vorhanden, weshalb die Verwendung qualitativer Indikatoren gängiger ist (Joksimovic, 2006). Dementsprechend wurde auch im Projekt ein einfacher qualitativer Ansatz gewählt, der bei einer Aggregation der Module dennoch die Schlüsselprozesse einbezieht und somit die Systemkonfiguration teilweise berücksichtigt. Als Zuverlässigkeit soll dabei die Robustheit einer Abwasserbehandlungseinheit/ eines Abwasserbehandlungsprozesses (also eines Moduls oder einer Modulgruppe) verstanden werden, um variierende Zuflussraten und Zuflusskonzentrationen ohne „größere Veränderung“ der Prozessparameter „abpuffern“ zu können.

Adaptionsfähigkeit für variierende Zuläufe

Neben der Zuverlässigkeit und Stabilität eines Prozesses selbst bestehen, je nach Technologie, Möglichkeiten den Prozess verfahrenstechnisch auf Veränderungen der Rahmenbedingungen durch Veränderung technischer Prozessparameter anzupassen. Es besteht eine enge Verbindung zum Kriterium Zuverlässigkeit. Als Adaptionsfähigkeit für variierende Zuflüsse soll hier die Flexibilität des Reinigungssystems verstanden werden um auf veränderte Betriebsbedingungen durch einfache Veränderung der Betriebsparameter reagieren zu können. Wie bei der Evaluierung der Zuverlässigkeit wurde auch hier ein qualitativer Ansatz gewählt. Es soll angenommen werden, dass die Reinigungsprozesse in „gutem Zustand“ sind, „angemessen“ betrieben und regelmäßig gewartet werden.

Adaptionsfähigkeit für variierende Abwasserzusammensetzungen

Die Ausführungen hierzu entsprechen dem vorangegangenen Punkt zur Variabilität der Zuläufe mit dem Unterschied, dass weniger die hydraulischen Spitzen als die Abwasserzusammensetzung eine Rolle spielt.

Einfachheit der Technologie bezogen auf bauliche Aspekte

Das Kriterium berücksichtigt die notwendigen Aktivitäten in der Bauphase. Einige Technologien können beim Bau deutlich mehr Expertenwissen und spezielle lokale Bedingungen erfordern als andere (Joksimovic, 2006). Eine Möglichkeit der Evaluierung wäre z.B. anhand der Arbeitsstunden entsprechend ausgebildeter Arbeiter/Techniker/Ingenieure denkbar. Im Projekt wurde der Einfachheit halber und der Datengrundlage entsprechend ein qualitativer Ansatz gewählt.

Einfachheit der Technologie bezogen auf betriebs- und Instandhaltungsaspekte

Das Kriterium bezieht sich auf den nötigen Aufwand um verschiedene Prozesse zu betreiben und Instand zu halten. Dementsprechend bestehen Überschneidungen mit dem Kriterium Personalbedarf. Die Verwendung kann dann zum Kriterium Personalbedarf alternativ erfolgen oder vergleichsweise eine Berücksichtigung beider Kriterien Sinn machen. Für das Kriterium wurde ein qualitativer Ansatz gewählt.

Personalbedarf

Ein vorrangiges Ziel des Kläranlagenbetreibers muss es sein, die Anlagen mit bestmöglichem Wirkungsgrad unter Berücksichtigung ökologischer und wirtschaftlicher Aspekte zu betreiben. Diese Zielsetzung kann nur dann umgesetzt werden, wenn qualifiziertes Personal in ausreichendem Umfang zur Verfügung steht. Die Reinigungsleistung einer Kläranlage wird wesentlich von den Arbeiten des Kläranlagenpersonals beeinflusst. Auch eine gut ausgestattete Anlage wird hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung nachlassen, wenn nicht die erforderlichen Arbeiten zur Prozessführung und Wartung sowie allgemeine Pflegemaßnahmen mit Sorgfalt durchgeführt werden (ATV, 1998). Der Zugang zu ausgebildetem Personal stellt somit ein Schlüsselkriterium vor allem in Entwicklungsländern dar (Joksimovic, 2006). Es ergibt sich auch hier ein enger Zusammenhang mit den vorangegangenen technischen Kriterien. Des Weiteren besteht eine enge Verbindung zum ökonomischen Kriterium „Personalkosten“, das weitestgehend eine monetäre Bewertung des Personalbedarfs darstellen wird. Unter bestimmten Rahmenbedingungen kann es dennoch sinnvoll sein, beide Aspekte getrennt darzustellen, weshalb der Personalbedarf als eigenständiges Kriterium einget. Die

quantitative Bewertung kann nötigenfalls in eine qualitative Bewertung transformiert werden.

Schlammproduktion

In den einzelnen Reinigungsprozessen fällt Klärschlamm in variierender Quantität und Qualität an. Je nach gesetzlichen Rahmenbedingungen, sowie der Art und Kosten der Schlammbehandlung und Entsorgung kann diesem Kriterium eine sehr hohe Bedeutung zukommen. Eine Bewertung kann quantitativ über die entsprechenden partikulären Anteile des Abwasservektors erfolgen. Eine qualitative Bewertung kann z.B. Sinn machen, falls eine Bewertung unabhängig von der Simulation zur Abschätzung erfolgen soll.

Chemikalienbedarf

Während mechanische Reinigungsstufen oder rein biologische Reinigungsstufen in der Regel keine Chemikalien zum Betrieb erfordern, können andere Prozesse ganz oder teilweise die Verwendung von Chemikalien erfordern. Beispiele sind die Phosphorfällung oder die Desinfektion mit Chlor. Darüber hinaus kann es erforderlich sein, der Denitrifikation externe Kohlenstoffquellen zur Verfügung zu stellen. Werden diese Prozesse direkt modelliert, so können diese Aspekte theoretisch auch quantitativ über eine Berechnung der vektoriellen Größen berücksichtigt werden. Andernfalls kann der Chemikalienbedarf qualitativ abgeschätzt werden. Hier wird zunächst ein rein qualitativer Ansatz umgesetzt. Die Kategorisierung erfolgt als technisches Kriterium. Neben den technischen Wechselwirkungen stellt der Chemikalienbedarf auch einen ökonomischen Aspekt dar. Denkbar wäre auch eine Kategorisierung als ökologisches Kriterium.

Ablaufqualität/Reinigungsleistung

Die Reinigungsleistung der Anlage ist naturgemäß der Kernaspekt. Aufgrund des stationären Ansatzes bezieht sich die Berechnung der Reinigungsleistung, bzw. der Qualität des Abflusses auf Durchschnittswerte. Die Berücksichtigung der Auswirkungen von kurzfristigen Spitzenbelastungen kann nur indirekt über die Kriterien „Zuverlässigkeit“ und „Adaptionsfähigkeit“ erfolgen. Die Berechnung erfolgt durch Lösung des entstehenden Gleichungssystems (siehe Punkt 7.2.3), wobei in jedem Modul die abfließenden Abwasservektorgrößen in Abhängigkeit der zufließenden Vektorgrößen berechnet werden.

7.3.2 Ökonomische Kriterien

Die Wichtigkeit der ökonomischen Aspekte bei der Bewertung einer Anlage steht außer Frage. Dabei lassen sich die Gesamtkosten der Abwasserentsorgung grundsätzlich in Kapitalkosten und laufende jährliche Kosten einteilen. Da für die Aufgaben der Abwasserentsorgung beträchtliche Summen investiert werden müssen (Errichtung von Abwasserreinigungsanlagen und Kanalisationssystemen), entfällt auf die Kapitalkosten zumeist der größte Anteil (von 60 % \pm 15 %). Dieser Richtwert gilt für jedes Land. In den meisten Ländern (außer Europa, USA, Japan etc.) dürfte der Kapitalkostenanteil aufgrund der meist geringeren Lohnkosten und Energiepreise noch sehr viel höher liegen. Allerdings sind die echten Kosten zumeist nicht unmittelbar sichtbar, weil Investitionen aus Entwicklungshilfe finanziert werden, nicht rückzahlbare Budgetmittel fließen, Quersubventionen vorliegen u.a.m. Nach Auswertung empirischer Daten aus zahlreichen Projekten und Ländern wurden für das Toolkit-Projekt eine Unterteilung der Gesamtkosten in acht Kostenarten vorgenommen: Investitionskosten (unterteilt in Kosten für Bau und Planung) sowie Personal-, Energie-, Reinigungs-, Betriebsmittel-, Instandhaltungs- und Verwaltungskosten (s. Tabelle 7).

Tabelle 7: Ökonomische Kriterien und Bewertungsschema

Kriterienklasse	Kriterium	Bewertung / Einheit
Ökonomisch	Investitionskosten (Planung)	[EUR] / quantitativ
	Investitionskosten (Bau)	[EUR] / quantitativ
	Personalkosten	[EUR] / quantitativ
	Energiekosten	[EUR] / quantitativ
	Reinigungskosten	[EUR] / quantitativ
	Kosten für Betriebsmittel	[EUR] / quantitativ
	Instandhaltungskosten	[EUR] / quantitativ
	Verwaltungskosten	[EUR] / quantitativ

7.3.3 Ökologische Kriterien

Als ökologische Kriterien werden hier diejenigen Kriterien betrachtet, die direkt mit dem Verbrauch von natürlichen Ressourcen oder dem Eintrag von Stoffen in die natürlichen Ressourcen/Umwelt im Zusammenhang stehen. Abwasserqualität und Schlammproduktion stellen in diesem Sinne sowohl technische, als auch ökologische Kriterien dar, wurden aber dennoch als technische Aspekte eingestuft, da sie direkt mit dem Betrieb der Anlage zusammenhängen bzw. den Zweck der Anlage darstellen. Umgekehrt wäre auch eine Kategorisierung des Energieverbrauchs unter den technischen Kriterien möglich.

Die Liste umfasst qualitative und quantitative Kriterien. Es gilt generell, dass quantitativ berechnete Kriterien nach deren Berechnung auch qualitativ betrachtet werden können, indem die berechneten Werte normalisiert und relativ zueinander betrachtet werden (vgl. Abschnitt 7.3.5). In den nachfolgenden Tabellen wird für quantitative Kriterien nur dann zusätzlich auf eine qualitative Bewertungsmöglichkeit verwiesen, wenn hierzu auch konkrete Vorschläge in der Literatur vorliegen.

Tabelle 8: Ökologische Kriterien und Bewertungsschema

Kriterienklasse	Kriterium	Bewertung / Einheit
Ökologisch	Energieverbrauch	quantitativ [1000kWh/a] oder qualitativ [-]
	Landverbrauch	quantitativ [m ²] oder qualitativ [-]
	Geruchsemissionen	quantitativ [GE/h] oder qualitativ [-]
	Vermeidbare Geruchsemissionen	quantitativ [GE/m ³]

Energieverbrauch

Das Kriterium Energieverbrauch soll im Toolkit als Indikator für eine erste Abschätzung des zu erwartenden durchschnittlichen Energieverbrauchs der Anlage dienen, bzw. für einen relativen Vergleich mehrerer Konzepte bezüglich dieses Aspekts. Sowohl die Größe der Anlage, als auch die verwendeten Technologien können den Verbrauch an elektrischer Energie stark beeinflussen. Da größere elektrische Betriebseinrichtungen in der Regel effizienter sind, ist der Energieverbrauch pro m³ gereinigten Abwassers generell für kleine Anlagen meist höher als für größere (Nowak, 2003). Die Belüftungsvorrichtungen machen dabei in der Regel einen Großteil des Energieverbrauchs aus und beanspruchen oft mehr als die Hälfte des Gesamtenergieverbrauchs für sich (Nowak, 2003). Es macht deswegen Sinn, das Kriterium unter Berücksichtigung der Einflussgrößen abschätzend zu berechnen anstatt nur rein qualitativ zu bewerten. Das Kriterium ist quantitativ angesetzt, da der Energieverbrauch über entsprechende Formeln oft direkt quantitativ abgeschätzt werden kann. Alternativ kann es aber sinnvoll sein, das Kriterium nach der Berechnung auf qualitative Skalen zu transformieren. Indirekte Energieverbräuche wie sie bei einer Erstellung einer Ökobilanz berücksichtigt werden oder der Energieverbrauch beim Bau der Anlage werden nicht berücksichtigt (vgl. hierzu die Systemgrenzen in Abbildung 5). Wie auch beim Personalbedarf und den Personalkosten, bestehen ferner Überlappungen mit dem Kriterium der Energiekosten. Es kann unter ökologischen Gesichtspunkten jedoch auch hier oft Sinn machen, den Energieverbrauch losgelöst von monetären Gesichtspunkten explizit zu betrachten.

Landverbrauch

Verschiedene Anlagentypen können durch große Unterschiede in der benötigten Baufläche charakterisiert sein. Da zur Simulation ohnehin bereits die Volumina der verschiedenen Anlagenteile spezifiziert werden müssen, kann bereits eine erste einfache quantitative Abschätzung erfolgen. Alternativ ist auch hier eine Transformation in eine qualitative Bewertung denkbar. Mit dem Kriterium soll in den ersten Planungsschritten nur ein erster abschätzender Vergleich zweier oder mehrerer Konzepte erfolgen. Der Wert und der Nutzen der eingesparten Landfläche erfordert üblicherweise eine kontextspezifische Interpretation (Miller, 2006). Die Interpretation im jeweiligen Kontext muss bei der Bewertung der Kriterien im anschließenden Entscheidungsprozess erfolgen.

Geruchsemissionen

Neben den Restemissionen an den zu reinigenden Substanzen in einer Abwasserreinigungsanlage, die in den Vorfluter abgegeben werden, existieren eine Reihe

weiterer, als Sekundäremissionen charakterisierbare Emissionen wie z.B. Geruch, Lärm, Erschütterungen usw. Unter diesen Emissionen nehmen die Gerüche eine vorrangige Stellung ein (Frechen, 1988). Der Gesamtkomplex „Geruch aus Abwasseranlagen“ ist außerordentlich umfangreich. Die Thematik kann deswegen nur in stark vereinfachter Form berücksichtigt werden, um eine erste Abschätzung einer geplanten Anlage bezüglich der Geruchsemissionen zu ermöglichen. Es soll dabei in erster Linie abgeschätzt werden, wie das Potential einer Anlage bezüglich der Geruchsemissionen aus der Anlage einzuschätzen ist. Arbeitsschutzaspekte werden nicht berücksichtigt. Wie die Literaturrecherche zeigte, sind die Einflussgrößen auf Geruchsentwicklung, Transmission der Gerüche und subjektive Wahrnehmung der Gerüche außerordentlich zahlreich. Die Frage nach einem geeigneten Ansatz zur Berücksichtigung im Toolkit ist somit nicht trivial. Unter den vielen Einflussfaktoren auf den Umfang von Geruchsemissionen spielen vor allem die Kläranlagengröße, die Art und Menge des mit zu behandelnden Industrieabwassers, der allgemeine Zustand des zufließenden Abwassers, sowie Fehler bei der Planung, der Bemessung und dem Betrieb der Anlagen eine Rolle (Frechen, 1988). Die Geruchsemissionen hängen vor allem von der Immissionsentfernung ab. Gemäß der Definition der Systemgrenze in Abbildung 5 spielte für das Projekt nur die Abschätzung der **Emissionen** eine Rolle. Eine explizite Modellierung der Geruchsentwicklung überstiege das Projektziel bei Weitem und erschiene im Zuge einer ersten vereinfachten Abschätzung im Toolkit auch derzeit nicht sinnvoll.

Aufgrund des vereinfachten Ansatzes sind bei der Verwendung der entwickelten Konzepte aufgrund der vielen Einflussgrößen in besonderem Maße die lokalen Bedingungen kritisch zu berücksichtigen. Die Geruchsproblematik wird im Projekt als ökologisches Kriterium betrachtet, hat aber einen starken sozio-kulturellen Bezug. Da es sich um eine Emission handelt und darüber hinaus die sozio-kulturellen Kriterien, wie unten beschrieben, bezüglich ihrer Bewertung eine Sonderstellung einnehmen, wurden die Geruchsemissionen den ökologischen Kriterien zugeordnet.

Vermeidbare Geruchsemissionen

Selbst die besten Abluftbehandlungsverfahren erreichen keineswegs eine Emissionskonzentration im Reingas von 0 GE/m³ (Frechen, 1988)¹. Das bedeutet, dass eine Restgeruchsemission verbleiben wird. Betrachtet man die emittierte Geruchsstoffkonzentration, so wird es mit Sicherheit einen unteren Wert geben, der keinesfalls unterschritten werden kann. Das Kriterium soll einen Überblick über die durch Abluftreinigungstechnologie noch vermeidbaren Emissionen verschaffen. Neben der Gesamtbewertung kann sich so zusätzlich ein wesentlich besserer Überblick darüber ergeben, an welchen Kläranlagenbauteilen eventuelle Maßnahmen zur Abluftreinigung vorzunehmen sind. Dies erlaubt neben einer reinen Bewertung der Geruchsemissionen eine Abschätzung, bei welchem Konzept ein größeres Potential an Geruchsvermeidungs- und Behandlungsmaßnahmen vorhanden ist.

7.3.4 Sozio-kulturelle Kriterien

Die richtige Technologie ist ein wichtiges aber dennoch nicht die einzige Voraussetzung für nachhaltigere und angepasste Konzepte. Neben der Bedeutung ökologischer und ökonomischer Aspekte spielen auch soziale Aspekte eine Rolle. Verweise auf die Bedeutung der Berücksichtigung ganzheitlicher Ansätze und sozialer Aspekte bei der Planung von Abwasserkonzepten und entsprechende Konzepte sind deshalb in verschiedenen Referenzen zu finden (Harremoes, 1997; Jeffrey et al., 1997; Schertenleib, 2005; Butler and Parkinson, 1997; Wilderer, 2004; Rouse et al., 2005; Asano, 2005). Sozio-kulturelle Kriterien wurden im Projekt als Aspekte verstanden, welche die Wechselwirkungen zwischen dem Bau und Betrieb der Anlage und verschiedenen Interessensgruppen/Personenkreisen darstellen. Ein Problem bei der Bewertung der sozialen Kriterien ist die Bewertungsskala, da eine quantifizierte Bewertung nur schwer möglich ist. Aus diesem Grunde werden sie oft vernachlässigt. Dennoch enthalten soziale Indikatoren wichtige Informationen im Hinblick auf die Angemessenheit einer Technologie in einer gegebenen sozialen Umgebung und damit verbundenen Barrieren (Balkema et al., 2002). Im Projekt wurde die Bedeutung der sozialen Kriterien durch eine eigene Kriterienkategorie herausgestellt, auch wenn soziale Aspekte insbesondere bei dezentralen Konzepten eine Rolle spielen werden, bei denen die Menschen und ihre Gewohnheiten und Verhaltensweisen direkt betroffen sind.

Die sozialen Aspekte wurden bezüglich ihres Bewertungsschemas dabei anders als die anderen Kriterien betrachtet: In Bezug auf soziale und kulturelle Aspekte erscheint es

¹ GE/m³ ist die Einheit, in der die Geruchsemissionen angegeben werden. Eine nähere Erläuterung folgt bei der Beschreibung des Berechnungskonzeptes im entsprechenden Abschnitt.

naturgemäß sinnvoll, die entsprechenden betreffenden sozialen und kulturellen Interessensgruppen direkt in den Entscheidungsprozess mit einzubeziehen. Die Erstellung eines Berechnungs- und Bewertungsschemas für die sozialen Kriterien, wie es bei den technischen, ökonomischen und ökologischen Kriterien der Fall ist, erschien nicht sinnvoll. Dies würde der Natur der sozialen Kriterien widersprechen, da eine Evaluierung unter Einbeziehung sozialer Gruppen erfolgen sollte, anstatt einer Vorgabe von Werten und anschließender Aggregation. Die Bewertung kann/sollte vielmehr im Entscheidungsprozess selbst anhand der Bewertung aller relevanten Kriterien durch die Einbeziehung repräsentativer Gruppen erfolgen. Dabei müssen die einzelnen technischen Alternativen insgesamt bewertet werden. Eine Aggregation ist demnach nicht erforderlich.

Damit stellt die Aufnahme der sozialen Kriterien in den Kriterienkatalog mehr einen Hinweis auf deren potenzielle Bedeutung dar, als einen Berechnungsvorschlag.

Tabelle 9: Soziokulturelle Kriterien und Bewertungsschema

Kriterienklasse	Kriterium	Bewertung/ Einheit
Sozio-kulturell	Akzeptanz	Individuell Partizipativ
	Institutionelle Anforderungen	Individuell Partizipativ
	Stimulation von nachhaltigem Verhalten	Individuell Partizipativ

Akzeptanz

Es ist damit zu rechnen, dass unterschiedliche alternative Abwasserreinigungskonzepte auf unterschiedliche Grade der Akzeptanz stoßen. Konzepte, welche Abwasser bis auf Trinkwasserqualität und anschließender Wiederverwendung reinigen sollen, stoßen dabei erfahrungsgemäß auf die größten Akzeptanzbarrieren. (US EPA, 2004). Der Grad der Akzeptanz wird beeinflusst durch institutionelle Faktoren, durch Geruchsaspekte, sowie durch hygienische, religiöse und kulturelle Ansichten und Gewohnheiten (Burkhard et al., 2000). Dennoch zeigt die Erfahrung, dass die Motivation der Menschen auch unkonventionelle alternative System zu benutzen, oft auch relativ einfach sein kann, speziell wenn moderne partizipative Ansätze angewandt werden und intensive Aufklärung betrieben wird Wilderer (2005).

Eine Bewertung des Kriteriums Akzeptanz kann z.B. durch die Einbeziehung repräsentativer Interessensgruppen in die Auswertung und Gewichtung der technischen, ökonomischen und ökologischen Kriterien für den individuellen Fall erfolgen. Z.B. kann das Kriterium Geruch hier eine Rolle spielen.

Institutionelle Anforderungen

Verschiedene Abwasserreinigungssysteme erfordern unterschiedliche Regularien und Kontrollmechanismen. Diese Anforderungen sollten in die vorliegende institutionelle Infrastruktur des entsprechenden Landes passen (Balkema et al., 2002). Dies hängt zum großen Teil von den lokalen Bedingungen (Legislative, politisches und soziales Klima) ab (Burkhard et al., 2000). Entsprechende Regularien oder institutionelle Voraussetzungen bezüglich Wiederverwendungsaspekten, Einleitungsvorgaben, Überwachungsrichtlinien, im Zusammenhang mit den Technologien spielen eine Rolle.

Stimulation von nachhaltigem Verhalten

Die effektive Implementierung verschiedener technologischer Konzepte z.B. der Wiederverwendung kann bestimmte Praktiken und nachhaltige Verhaltensweisen der involvierten Menschen erfordern. Moderne partizipative Ansätze und intensive Aufklärung können hierzu beitragen und verschiedene nachhaltige Abwasserreinigungssysteme können großes edukatives Potential haben (Burkhard et al., 2000).

7.3.5 Aggregation der Kriterien und Aufbereitung der Ergebnisse

Die oben kurz diskutierten Punkte enthalten sowohl konkret und explizit berechenbare Kriterien (wie z.B. Ablaufqualität, Energieverbrauch), als auch Kriterien, deren

Quantifizierung nicht einer konkreten Berechnung zugänglich ist. Die vektoriellen Größen und die quantifizierbaren Größen können weitestgehend auf relativ einfache Art und Weise für eine Gesamtanlage aggregiert werden. Die explizit berechenbaren vektoriellen Größen werden über geeignete Modelle in den Modulen berechnet, die durch das Gleichungssystem definiert verkoppelt sind. Die Aggregation entspricht für diese Größen somit einfach der Betrachtung der Abwasservektorgrößen an den gewünschten Stellen (z.B. im Abfluss der Anlage oder der Überschussschlammabzug). Alle quantifizierbaren nichtvektoriellen Größen können in der Regel ebenfalls einfach zu einem Gesamtwert aufsummiert werden, weil die Einflussgrößen der Bedeutung eines Moduls meist schon durch die Berechnung erfolgt (z.B. Kosten in Abhängigkeit der zufließenden Fracht). Bei qualitativen Größen muss ein geeignetes Aggregationskonzept gefunden werden. Die Fragestellung ist dabei nicht für alle Kriterien zwangsläufig trivial, da sich eine Bewertung einer Verfahrenskombination bezüglich eines Kriteriums nicht notwendigerweise durch die einfache Summe oder das arithmetische Mittel der Bewertung der Einzelkomponenten bezüglich dieses Kriteriums ergibt.

Es stellten sich so in erster Line drei Hauptfragen:

- Wie können einzelne Verfahrenskomponenten (Module) bezüglich der verschiedenen qualitativen Kriterien bewertet werden?
- Wie können die Einzelbewertungen zu den verschiedenen Einzelkomponenten (Module) bezüglich eines Kriteriums so aggregiert werden, dass eine Aussage zur Bewertung eines Gesamtkonzepts, bestehend aus den Einzelkomponenten möglich ist?
- Wie können die Informationen dann so aufbereitet werden, dass der Benutzer anhand dieser Daten eine Verfahrenskombination komfortabel im Gesamten bezüglich aller Kriterien bewerten kann?

Die Ansätze hierzu sollten dabei möglichst einfach sein und doch die aufgeworfenen Fragestellungen zufrieden stellend erfüllen. Es scheint für eine Aggregation erforderlich, qualitative Kriterien, sofern sie linguistisch ausgedrückt sind, auf einfache Art und Weise in numerische Größen zu transformieren (z.B. 1 für „niedrig“ und 3 für „hoch“, oder z.B. mit 0, 50 und 100). Sowohl quantifizierte als auch qualifizierte Kriterien werden dann entsprechend einer Aggregationsvorschrift zu einem Gesamtwert bezüglich des jeweiligen Kriteriums aggregiert. Mehrere einfache konkrete Lösungsvorschläge zur Bewertung der Module und der Aggregation werden bei der Diskussion der Berechnungskonzepte für jedes Kriterium kurz dargestellt und können alternativ zu einer einfachen arithmetischen Mittelung gesehen werden. Dies stellt eine Erweiterung im Vergleich zu den bestehenden Ansätzen dar, die in erster Linie auf das arithmetische Mittel zurückgreifen.

Darüber hinaus müssen zur Beantwortung der dritten Frage die Kriterien am Ende zusammengefasst werden, um die Basis für eine multikriterielle Entscheidung darstellen zu können. Dafür kann es Sinn machen, die Kriterien für einen Gesamtvergleich zu „normalisieren“. Einerseits können „positive“ und „negative“ Kriterien auf eine gemeinsame Skala gebracht werden, andererseits können quantifizierte Kriterien auf eine gemeinsame Skala mit den qualifizierten Kriterien gebracht werden. Dadurch kann z.B. vermieden werden, dass der berechnete Wert für quantifizierte Kriterien als definitiver absoluter Wert gesehen wird. Die spielt eine Rolle, da die Berechnung der quantifizierten Größen im Toolkit nur eine erste Abschätzung ermöglichen soll und es so in einigen Fällen sinnvoller sein kann, die Werte durch Normalisierung so aufzubereiten, dass sie einen qualitativen Vergleich ermöglichen, anstatt die absoluten Werte zu betrachten.

Die am weitest verbreiteten Normalisierungsmethoden passen die Maßzahlen entsprechend ihrer Distanz vom maximalen oder minimalen Wert an (Tabelle 10). Die so bewerteten Kriterien können dann in Tabellenform oder weiter so grafisch dargestellt werden, dass sie eine komfortable und übersichtliche Bewertung durch den Anwender des Toolkits und/oder entsprechende Interessensgruppen und Entscheidungsträger erlauben. Der Punkt der Visualisierung wird in Abschnitt 7.4.4 noch einmal aufgegriffen.

Tabelle 10: Übliche Methoden zur linearen Normalisierung verschiedener Maßzahlen (nach Hajkowicz et al., 2000)

Positive Kriterien (je höher desto besser)	Negative Kriterien (je niedriger desto besser)	
$s_{ij} = \frac{x_{ij}}{x_j \max}$	$s_{ij} = \frac{x_j \min}{x_{ij}}$	(5)
$s_{ij} = \frac{x_{ij} - x_j \min}{x_j \max - x_j \min}$	$s_{ij} = \frac{x_j \max - x_{ij}}{x_j \max - x_j \min}$	(6)

s_{ij} = normalisierter Wert von x_{ij}

x_{ij} = Wert resultierend aus der Bewertung einer Alternative i bezüglich Kriterium j

7.3.6 Multikriterieller Entscheidungsprozess auf Basis der Kriterienbewertungen

Die entwickelte Kriterienliste und Bewertungskonzepte erlauben nach einer geeigneten Aggregation eine Bewertung verschiedener technologischer Alternativen (technologischer Konzepte) bezüglich der verschiedenen Kriterien. Im Zuge der Evaluierung mehrerer technologischer Konzepte erfordert der weitere Entscheidungsprozess dann eine entsprechende Auswahl eines oder mehrerer Konzepte anhand der Kriterien. Verschiedene Konzepte werden bezüglich verschiedener Kriterien besser oder schlechter als andere Konzepte abschneiden. Eine optimale Lösung, die alle Kriterien zu 100% erfüllt, wird es in der Regel nicht geben. Die Problemstellung ist in der Regel nicht durch eine eindeutige Lösung charakterisiert, da die verschiedenen Kriterien üblicherweise zueinander in Konkurrenz stehen und eine Verbesserung eines Kriteriums in aller Regel mit der Verschlechterung eines anderen Kriteriums einhergeht. Die Bewertung hängt deshalb vielmehr von den individuellen Ansprüchen ab und es muss im Einzelfall entschieden werden, welches Konzept die Anforderungen „am besten“ erfüllt.

Für derartige multikriterielle Problemstellungen sind entsprechende Entscheidungsmodelle und Verfahren aus dem Gebiet der Entscheidungstheorie vorhanden (s. z.B. Laux, 2003). Dieser Schritt ist Teil des Evaluierungsprozesses durch den Anwender und durch subjektive Ansichten und die vorherrschenden jeweiligen kulturellen, sozialen, ökonomischen und weiteren Rahmenbedingungen beeinflusst. Die Einbindung eines Entscheidungsverfahrens in den Softwareprototypen erschien zum Projektende nicht sinnvoll und erfolgte nicht. Die Bewertung der Kriterien mittels der in diesem Bericht beschriebenen Ansätze soll vielmehr die notwendige Basis für den weiteren Entscheidungsprozess darstellen. Entsprechende Visualisierungskonzepte,

anhand derer sich die Ergebnisse übersichtlich darstellen lassen und somit den darauf folgenden Entscheidungsprozess erleichtern können, sind unter Punkt 7.4.4 erwähnt.

7.4 Entwicklung der Berechnungsmodelle

Wie die vorangegangenen Erläuterungen bereits eingehend darstellten, müssen für die verschiedenen definierten Module im Toolkit entsprechende Modelle bereitgestellt werden. Die ablaufenden Größen im Abwasservektor werden aus den Eingangsgrößen und Modulparametern berechnet. Im Projekt wurden bezüglich der verschiedenen Kriterien und den Größen im Abwasservektor für die einzelnen definierten Module entsprechende Berechnungsvorschläge erarbeitet, die in diesem Abschnitt nach einer kurzen Darstellung der methodischen Vorgehensweise beschrieben werden sollen.

7.4.1 Modellierungsschritte

Größen außerhalb des Abwasservektors

Bei der Entwicklung eines Berechnungsvorschlags für die außervektoriellen Größen wurde entsprechend unten dargestellter Schritte vorgegangen. Diese Schritte sind nicht als linearer Ablauf zu verstehen, sondern durch iteratives Vorgehen charakterisiert, welches ein mehrmaliges Wiederholen vorangegangener Schritte nötig macht:

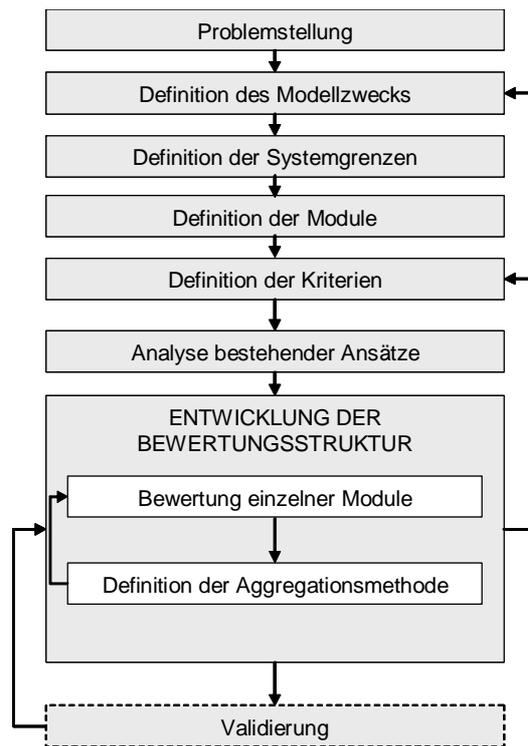


Abbildung 7: Schritte zur Entwicklung der Berechnungskonzepte für Größen außerhalb des Vektors

Die grundsätzlichen Schritte bis zur Definition der Bewertungsstruktur sind für alle Kriteriengruppen ähnlich. Sie entsprechen bis zur Analyse bestehender Modelle im Wesentlichen den vorangegangenen Ausführungen. Auf die letzten beiden Schritte im Diagramm soll kurz eingegangen werden. Eine Validierung der Berechnungsvorschläge aller Bewertungskriterien konnte nicht durchgeführt werden, da hierzu entsprechende Daten fehlten. Da die meisten der Berechnungsvorschläge für die Einzelmodule jedoch aus Literaturquellen entstammen, für die bereits eine entsprechende Verifizierung durchgeführt wurden, schränkt dies die Anwendung grundsätzlich kaum ein. Die Aggregationsvorschläge können alternativ gesehen werden und so der am Besten passende Vorschlag ausgewählt werden.

- Definition der Bewertung einzelner Module

Für die einzelnen Kriterien wurde eine intensive Literaturrecherche betrieben und für die einzelnen Module mögliche Bewertungen gesammelt. Einzelnen Modulen wurden so weit es möglich war, bezüglich einzelner Kriterien Aussagen zugeordnet bzw. eine Aufstellung alternativer Aussagen erstellt

- Definition der Aggregationsmethode

Nach der Zuordnung bewertender Aussagen bezüglich einzelner Kriterien zu den einzelnen Modulen musste im nächsten Schritt ein Konzept gefunden werden, um diese Aussagen zu einer Gesamtaussage für das gesamte System zu aggregieren.

Abwasservektorrelevante Größen

Für die Entwicklung vektorieller Größen wurde grundsätzlich nach den in Abbildung 8 dargestellten Schritten vorgegangen. Die Schritte bis zur Definition der technischen Modellstruktur beziehen sich im Wesentlichen auf alle Kriterien. Die Modellstruktur zur Berechnung der Größen im Abwasservektor erforderte aber ein besonderes Vorgehen: Auch diese Schritte sind nicht als linearer Ablauf zu verstehen, sondern durch iteratives Vorgehen charakterisiert.

- Analyse des Stationärverhaltens der dynamischen Modelle

Grundlage für den Vorschlag eines stationären Ansatzes im Projekt sind die dynamischen Modelle. Der erste Schritt erfordert deshalb eine Untersuchung des Stationärverhaltens der dynamischen Modelle.

- Definition von Referenzlastfällen

Die Herleitung der stationären Ansätze basierte im Projekt nicht auf rein analytischen mathematischen Überlegungen, sondern auf der Grundlage von Referenzlastfällen, die mit den dynamischen Modellen durchgeführt wurden. Die Abweichungen der entwickelten Modelle von den Ergebnissen der dynamischen Modelle im Stationärzustand dienten als Gütemaß für die Bewertung der Modelle.

- Modellanpassung

Da die dynamischen Modelle im Projekt nur als Basis für die stationär rechnenden Modelle dienen, mit diesen aber keine dynamischen Simulationen durchgeführt werden, interessiert nur der sich einstellende Stationärzustand. Die Modelle werden so angepasst, dass sie das Stationärverhalten der Originalmodelle möglichst gut abbilden, und zwar für möglichst viele Szenarien.

- Kalibrierung

Nach der Elimination einzelner Modellkomponenten wurden einzelne Faktoren in den Gleichungen angepasst und optimiert, um die Ergebnisse zu verbessern.

- Validierung des Modells und Berechnung von Demolastfällen

Die Referenzsimulationen dienen zur Vereinfachung und Anpassung des Modells. Darüber hinaus erfordert die Überprüfung der allgemeinen Gültigkeit dieser Vereinfachungen die Definition von zusätzlichen Szenarien, anhand derer die entwickelten Modelle validiert werden können.

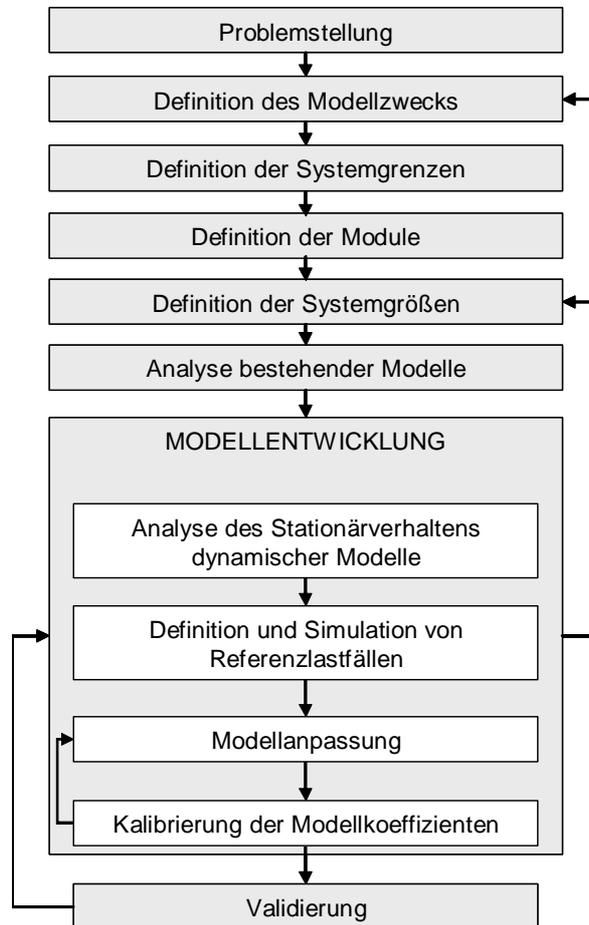


Abbildung 8: Schritte zur Entwicklung der Berechnungskonzepte für Größen des Abwasservektors

7.4.2 Analyse bestehender Berechnungsmodelle und Bewertungskonzepte

Um die im vorangegangenen Abschnitt vorgestellten Kriterien tatsächlich berechnen/bewerten zu können, müssen entsprechende Modelle bereitgestellt werden. In Abschnitt 5 wurden bereits bestehende relevante Softwarelösungen zur Simulation und Bewertung von Abwasserreinigungskonzepten, sowie zur Berechnung nichttechnischer Aspekte vorgestellt. Zur Berechnung der verschiedenen Outputgrößen müssen auch diese Softwarelösungen auf entsprechende Berechnungskerne zurückgreifen. Darüber hinaus existieren Berechnungsmodelle, die noch nicht in einer Softwarelösung implementiert sind. Zu Anfang des Projektes erfolgte deswegen eine umfassende Analyse bestehender relevanter Berechnungsmodelle, unabhängig davon ob diese bereits in einer Softwarelösung implementiert waren oder nicht. Die Ergebnisse werden kurz im Nachfolgenden dargestellt.

7.4.2.1 Technologie

Bei der Untersuchung wurde zwischen Berechnungskonzepten, mit Relevanz für die Berechnung der vektoriellen Größen und Berechnungskonzepten zur Berechnung/Bewertung mit Relevanz für die Berechnung der anderen Größen/Kriterien unterschieden. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Analyse der Ersteren. Nachfolgend wird zunächst auf die wichtigsten Aspekte zu den nicht vektoriellen Größen kurz eingegangen, um dann ausführlicher auf die Analyse der bestehenden vektorrelevanten Berechnungskonzepte einzugehen.

Bestehende Berechnungsverfahren für (nicht vektorrelevante) technische Größen

Die in den unter Punkt 5 genannten Softwarelösungen beinhalten neben der Reinigungseffizienz bereits weitere technische und nichttechnische Kriterien, wie sie auch im Toolkit zu integrieren waren. Die Bewertung einzelner Module/Prozesse in einer Reinigungsanlage erfolgt dort entweder direkt über eine quantitative Skala oder für den Nutzer zunächst über qualitative Aussagen (LOW, MEDIUM, HIGH), die dann in metrische Werte transformiert werden. Die Bewertung der Gesamtanlage bezüglich eines bestimmten Kriteriums erfolgt dann über eine einfache arithmetische Mittelung der Bewertung der Einzelprozesse bezüglich dieses Kriteriums. In der Software WAWTTAR, wird so z.B. jeder Prozess auf einer Skala von 1 (low) bis 4 (high) bezüglich der Kriterien „Adaptability to upgrade“, „Adaptability to varying flow“, „Adaptability to varying quality“ bewertet. Die entsprechenden Werte für die Gesamtanlage werden dann durch den einfachen Durchschnitt der Einzelwerte berechnet (Finney & Gearheart, 2004). In MOSTWATTAR, sind die Bewertungen der schwer greifbaren Faktoren wie „adaptability“

und "Ease of construction" durch Bewertungen von 0-3 für jeden Behandlungsprozess gegeben (Dinesh & Dandy, 2003). Auch hier wird der Wert für die Gesamtanlage dann durch einfache Durchschnittsbildung berechnet. WTRNet benutzt einen ähnlichen Ansatz. Die Einzelprozesse werden dort mit NIL, LOW, MEDIUM oder HIGH bezüglich der Kriterien bewertet. Diese linguistischen Aussagen werden dann in quantitative Werte transformiert und ebenfalls einfach gemittelt, um die Gesamtanlage zu bewerten.

Alle drei Ansätze sind somit sehr einfach gehalten. Dies scheint für eine erste überschlägige Bewertung in vielen Fällen und bezüglich vieler Aspekte sicher ausreichend zu sein. Das einfache qualitative Bewertungsschema scheint sinnvoll, da eine quantitative Bewertung für viele der Kriterien unmöglich oder nicht sinnvoll ist. Die Bewertung von Aspekten wie z.B. „Zuverlässigkeit“, die quantitativ theoretisch definierbar und berechenbar sind (z.B. aufgrund statistischer Daten), ist in den ersten Planungsschritten schwierig und oft nicht praktikabel quantifizierbar durchzuführen.

Die genannten Konzepte weisen bezüglich der Bewertung der Gesamtanlage dennoch den Nachteil auf, dass die individuelle Bedeutung eines Reinigungsschrittes in der Gesamtbewertung durch einfache Durchschnittsbildung verloren gehen kann. Zwei Anlagen, welche die gleiche Anlagenkonfiguration hinsichtlich der Art und Reihenfolge der Verfahrensschritte aufweisen, sich aber z.B. bezüglich der Volumina der Reaktoren der einzelnen Verfahrensschritte unterscheiden, schneiden bei diesem Konzept gleich ab, obwohl in der Praxis in vielen Fällen ein unterschiedliches Verhalten bezüglich einzelner Kriterien zu erwarten sein wird (z.B. Zuverlässigkeit). Auch die Reihenfolge der einzelnen Verfahrensschritte wird durch die einfache Mittelung nicht berücksichtigt. Somit kann die Bewertung zwischen zwei Konzepten mit den gleichen Komponenten aber unterschiedlicher Anordnung dieser Komponenten (z.B. parallel oder in Reihe) nicht unterscheiden. Letzteres wird in WTRNet zwar indirekt berücksichtigt, da es das Programm nicht erlaubt, einzelne Prozesse an jeder beliebigen Stelle der Reinigungskette anzuordnen, das grundsätzliche Problem bleibt aber auch hier bestehen. Sinnvoller kann es in vielen Fällen demgegenüber sein, die Schlüsselprozesse bezüglich eines jeden Kriteriums zu identifizieren bzw. die einzelnen Module anhand der für das Kriterium ausschlaggebenden Charakteristika in die Gesamtbewertung eingehen zu lassen. Z.B. ist im Falle der Geruchsemissionen die Oberfläche eines Moduls das entscheidende Charakteristikum, um es in die Gesamtbewertung eingehen zu lassen (vgl. Kapitel 7.4.3.11). Einfache Lösungsvorschläge bezüglich der einzelnen Kriterien und Module, die eine Alternative zu einer einfachen Durchschnittsbildung darstellen können, werden in Abschnitt 7.4.3 vorgestellt.

Bestehende Berechnungsverfahren für (vektorrelevante) Größen

Die im vorangegangenen Abschnitt diskutierten Softwaretools WAWTTAR, MOSTWATTAR und WTRNet beinhalten zwar die Berechnung der Reinigungseffizienz, diese ist aber denkbar einfach gehalten. Eine explizite Modellierung erfolgt nicht. Vielmehr sind die einzelnen Verfahrensschritte in den drei Programmen mit vorgegebenen typischen Reinigungsleistungen beaufschlagt, anhand derer dann die Abflussqualität berechnet wird. Auch wenn dieser Ansatz für eine überschlägige Berechnung in den ersten Planungsschritten bereits eine Hilfestellung darstellen kann, war für das Toolkit eine tatsächliche explizite Modellierung der Verfahrensschritte vorgesehen. Die Reinigungsleistung soll nicht als vorgegebener Wert betrachtet, sondern eine Berechnung unter Berücksichtigung der relevanten Anlagenparameter und durchschnittlicher Betriebsparameter (Volumen, Temperatur, Aufenthaltszeiten, Rückflusströme, usw.) ermöglicht werden, so dass deren Auswirkungen direkt mitbeurteilt werden können.

Die Analyse setzte den Schwerpunkt deswegen auf bestehende Ansätze, die für eine Implementierung im Toolkit eine Rolle spielen konnten. Zunächst wurden deswegen in erster Linie internationale stationäre Bemessungsansätze untersucht. Die Ergebnisse werden nachfolgend kurz zusammengefasst.

Analyse von Modellen des Belebungsverfahrens

Trotz einiger Gemeinsamkeiten zeigen sich bei den stationären Belebungsmodellen sowohl in den kinetischen Parametern und Gleichungen als auch im Ablauf des Bemessungsweges deutliche Unterschiede. Aufgrund der verschiedenen Modellannahmen und Berechnungsansätze zeigen die Berechnungen mit den einzelnen Modellen signifikante Differenzen. Diese Diskrepanzen liegen in unterschiedlichen Annahmen bezüglich einzelner Aspekte begründet. So nutzen z.B. nur Randall und Sen (1993), sowie das Schweizer Modell nach Gujer (1993) zur Beschreibung der organischen Kohlenstoffverschmutzung den CSB. Beide Berechnungsansätze vernachlässigen ferner den partikulären, inerten CSB.

Darüber hinaus können sich in den einzelnen Verfahren die Werte für die kinetischen Parameter deutlich unterscheiden. Bei der Sterberate der heterotrophen Organismen, bei der Halbwertskonstante für Ammonium und bei der autotrophen Wachstumsrate treten Differenzen von über 200% (bei 10°C) auf. Zusätzlich zeigen die Sicherheitsfaktoren in den einzelnen Ansätzen große Unterschiede. Beides resultiert in großen Differenzen bei der Berechnung der aeroben Schlammalter. Das ist vor allem deswegen bemerkenswert, weil die Verhinderung der Auswaschung der Nitrifikanten maßgebendes Bemessungsziel aller Verfahren ist. Bei der Abschätzung der Überschussschlammproduktion

veranschlagen alle Verfahren heterotrophe und inerte Anteile, wobei das Modell nach Randall und Sen (1993) zusätzlich autotrophe berücksichtigen.

Bei der Berechnung des anoxischen Volumens gibt es zwei unterschiedliche Verfahrensweisen. Während Randall und Sen (1993), sowie Gujer (1993) das Volumen durch eine Bilanzierung von Sauerstoffangebot und -bedarf. ermitteln, rechnen die Übrigen mithilfe der Denitrifikationsrate. Des Weiteren ergibt sich für das Verfahren Eckenfelders (1991b), das drei unterschiedliche Denitrifikationsraten ansetzt, eine stärkere Temperaturabhängigkeit.

In die Berechnung des Sauerstoffbedarfs gehen bei allen Verfahren die Anteile aus Substratabbau, Nitrifikation und Denitrifikation ein. Zusätzlich veranschlagen jedoch einige Modelle endogenen Sauerstoffbedarf. Diese Bemessungsansätze liegen beim Vergleich des Gesamtsauerstoffbedarfs dann in der Regel höher als die Modelle ohne Berechnung endogener Atmung. Für den Sauerstoffbedarf der Nitrifikation wird im Mittel mit einem Wert von $4,54 \text{ kgO}_2/\text{kg NH}_4$ gerechnet, wobei alle Verfahren ähnliche Werte ansetzen. Die Schwankungsbreite bei der Denitrifikation ist größer. Eckenfelder (1991b) und das japanische Verfahren nach Ichimura et al (1994) schätzen den Sauerstoffgewinn aus der Denitrifikation etwas niedriger ein.

Neben den Unterschieden zwischen den Modellen, waren die Modelle durch starke Temperaturabhängigkeiten geprägt. Abbildung 9 zeigt, dass eine Temperaturerhöhung um nur 5°C das berechnete Belebungsbeckenvolumen bereits um mehr als 40% senken kann. Temperaturerhöhungen von 5 auf 30°C können dann die berechneten Werte um mehr als 90% senken (z.B. Eckenfelder).

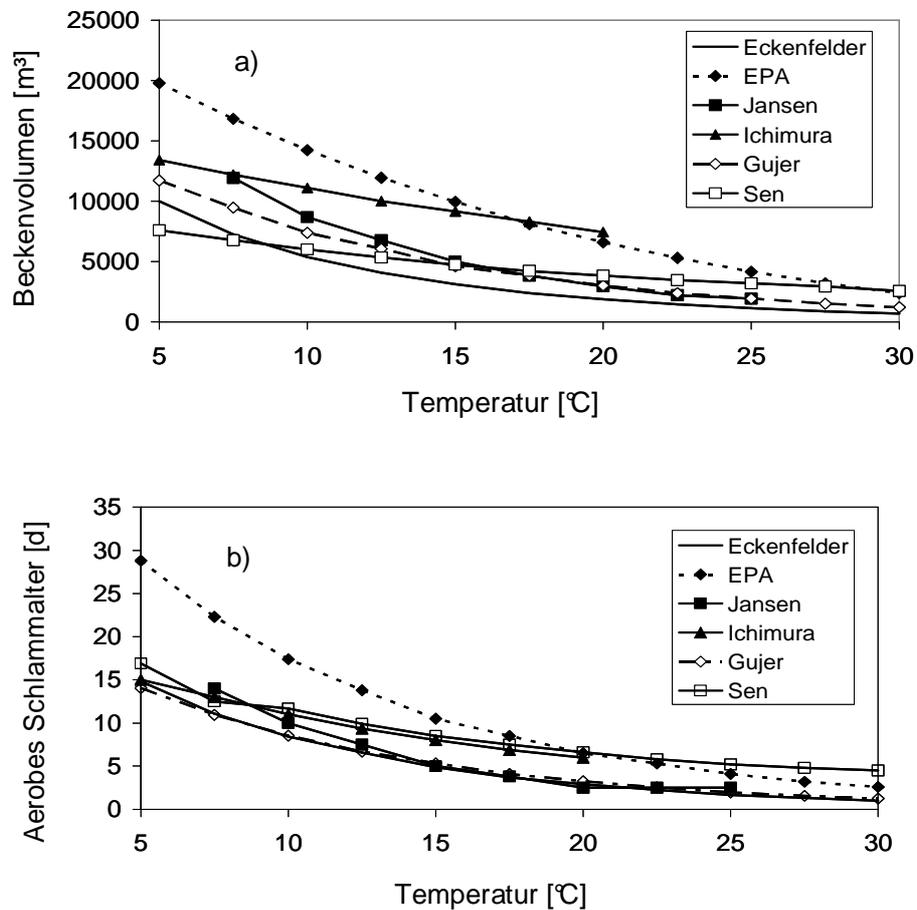


Abbildung 9: Berechnungsergebnisse zu den (a) Belebungsbeckenvolumina und (b) aeroben Schlammaltern mit den untersuchten Bemessungsansätzen in Abhängigkeit von der Bemessungstemperatur

Die berechneten Beckenvolumina weisen signifikante Unterschiede auf. Besonders die Verfahren nach Eckenfelder (1991), Ichimura et al. (1994) und das EPA Modell (1993) können sich extrem unterschiedlich verhalten (Differenzen von 250%). Das EPA Modell (1993) berechnet extrem hohe Schlammalter aufgrund der dort verwendeten hohen Sicherheitsfaktoren (Abbildung 9b). Besonders bei niedrigeren Temperaturen resultiert dieser Ansatz dann aufgrund der hohen aeroben Schlammalter und der niedrigen Denitrifikationsrate in extrem hohen Volumina (Abbildung 9a). Für das Eckenfelder Modell (1991b) gilt das Gegenteil.

Vergleicht man die aeroben Schlammalter, so werden Differenzen von bis zu 200% und mehr augenscheinlich. Das japanische Verfahren bestimmt die höchste Schlammmenge. Neben diesem Modell berücksichtigen Eckenfelder und EPA das Sterben der

Heterotrophen nur im aeroben Beckenvolumen und gelangen somit ebenso zu vergleichsweise großen Schlammengen. Das dänische Modell nach Jansen (1991) schätzt die Biomassenproduktion ausschließlich in Abhängigkeit des zulaufenden BSB ab. Die Veränderung der Temperatur oder der TKN-Fracht des Zulaufs zeigt damit keine Wirkung.

Neben den Ergebnissen zur Untersuchung der Temperatureffekte weisen die Differenzen bezüglich der zufallsgenerierten (Monte Carlo) Berechnungen teilweise auf noch höhere Unterschiede hin. Während die Untersuchung der Temperatureffekte, mit sonst konstanten Parametern, Differenzen von bis zu 300% bei den Volumina aufweisen, deutet die Verwendung einer Monte Carlo Simulation sogar darauf hin, dass maximale Unterschiede von bis zu 550% zwischen den Modellen möglich sind, wenn man die Extremwerte vergleicht. Die vollständigen Ergebnisse bezüglich der Monte Carlo Simulation sind im Anhang dargestellt (Tabelle 27). Im Falle des Jansen Modells (1991) steht ein entsprechendes Diagramm für die Abschätzung des Schlammalters zur Verfügung, das für die Monte Carlo Berechnungen in einer linearen Abhängigkeit ausgedrückt wurde. Die Annahme der linearen Abhängigkeit erfolgte entsprechend der Schwankungsbreite, die für das aerobe Schlammalter dort angegeben wird. Der Grund dafür, dass Berechnungsergebnisse nur für Temperaturen bis ca. 21 °C vorliegen, ist auf die Schlammbelastungen zurückzuführen, die dort den Wert 0,1 kg/kg d überschritten und deshalb herausgefiltert wurden.

Die Analyse setzte den Schwerpunkt in erster Linie auf den Temperatureinfluss länderspezifischer Bedingungen in Bezug auf die Ergebnisse der Modelle. Besonders die Monte Carlo Simulationen zeigten jedoch, dass das Verhalten und die Sensitivität gegenüber der Temperatur dabei durch den verwendeten Parametersatz beeinflusst werden kann. Dies und die Tatsache, dass neben den rein klimatischen Rahmenbedingungen auch Aspekte wie verschiedene Abwasserzusammensetzungen in verschiedenen Regionen weltweit eine Rolle spielen, veranlasste eine weitere Untersuchung anderer Eingabeparameter. Deshalb wurden die wichtigen Parameter und ihr Einfluss auf die wichtigsten Bemessungsergebnisse sowohl innerhalb eines Standardparametersatzes, als auch unter Einfluss minimaler und maximaler Parameterwerte an der TUM eingehender untersucht (z.B. Sensitivität des CSB Zuflusses unter maximaler Temperatur usw.). Abbildung 10 und Abbildung 11 zeigen beispielhaft die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bezüglich eines Standardparametersatzes im Bemessungsansatz nach Randal und Sen (1993) und WRC (1984). Die beiden Beispiele zeigen auch hier deutlich, dass erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Modellen bestehen können. Dabei zeigen sich nicht nur Unterschiede bezüglich der Modellparameter, sondern auch bezüglich der Sensitivität gegenüber den Zuflussfrachten. Auch wenn international variierende Werte wie Temperatur, TKN Zufluss oder CSB Zufluss generell meist hohe Sensitivitäten in den Modellen aufwiesen, bestätigte sich

ferner, dass die Sensitivität grundsätzlich auch von den Werten der anderen Parameter abhängen kann.

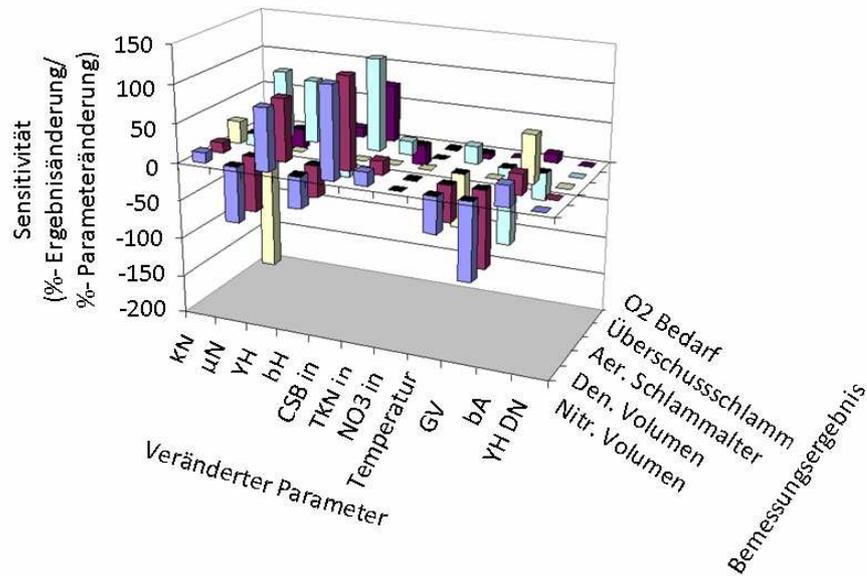


Abbildung 10: Sensitivität der Bemessungsergebnisse gegenüber wichtigen Eingabeparametern in dem Bemessungsansatz nach Randal und Sen (1993)

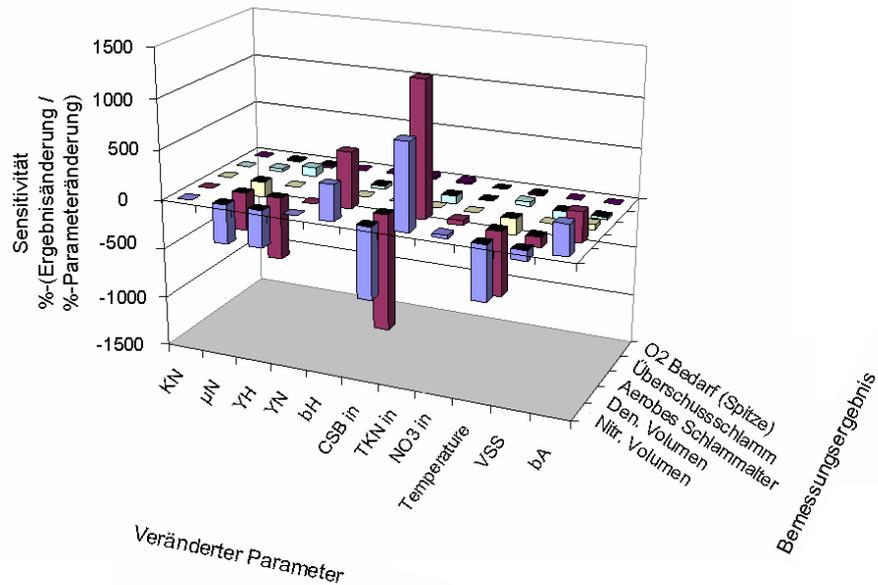


Abbildung 11: Sensitivität der Bemessungsergebnisse gegenüber wichtigen Eingabeparametern in dem Bemessungsansatz nach WRC (1984)

Analyse der Modelle von Teichanlagen

Auch bei den Bemessungsansätzen zu Teichanlagen zeigen sich deutliche Differenzen und hohe Temperaturabhängigkeiten (Abbildung 12 und Abbildung 13). Temperaturerhöhungen um 5°C konnten hier ein Absinken der berechneten Flächen um 15% bewirken (belüftete fakultative Teiche). Bei den fakultativen Teichen resultierte eine Verminderung der Flächen um sogar ca. 40%. Die maximale Verringerung der hydraulischen Aufenthaltszeit bei einer Temperaturveränderung von 5°C belief sich auf 15% für Fakultativ belüftete Teiche, auf 35% bei Fakultativen Teichen, sowie auf 50% bei den Anaerobteichen. Die Veränderungen zwischen minimalem und maximalem berechneten Wert für die Teichflächen und Aufenthaltszeiten bei einer Veränderung im Temperaturbereich zwischen 5°C und 30°C, beliefen sich damit in einigen Ansätzen (Gloyna, 1976; Wehner Wilhelm, 1965), auf 87% und mehr. Sie waren kleiner für den ALR-Ansatz (Areal loading rate Ansatz der US-EPA, 1983), wo sie ca. 39% betragen und für den EPA-Ansatz für Fakultative belüftete Teiche (55% für Teichflächen und 58% für Aufenthaltszeiten). Der Anaerobteich zeigte ein Absinken um ca. 60% für Aufenthaltszeiten und Flächen wenn die Temperatur zwischen minimalem und maximalem Wert schwankte (Werte zwischen 10 und 17,5°C führten zu gültigen Berechnungsergebnissen).

Dagegen zeigte die Berechnung der Abbauleistung geringere Temperaturabhängigkeiten, sofern sie überhaupt temperaturabhängig waren oder überhaupt berechnet wurden. Die berechneten Effizienzen erhöhten sich um 37% (Anaerobteich) und 17% (Fakultativ belüfteter Teich nach Von Sperling and Chernicharo, 2005) im Vergleich zwischen minimalen und maximalen Temperaturen. Die Berechnung der Abbauleistung im Falle des Anaerobteiches ist zudem alleine von der Temperatur als einzigem Parameter abhängig.

Neben den hohen Temperaturabhängigkeiten zeigten sich ferner deutliche Unterschiede im Vergleich der Modelle zueinander. So zeigte sich, dass z.B. die Unterschiede zwischen dem ALR-Ansatz der EPA, dem Gloyna-Ansatz und dem Ansatz nach Wehner-Wilhelm (jeweils für Fakultative Teiche), bis zu über 30% für die Aufenthaltszeiten und bis zu 80% für die Flächen betragen können. Da der Gloyna-Ansatz und der ALR-Ansatz keine Berechnung der Abbauleistung ermöglichen, scheinen sie in der Originalform weniger nützlich für die Verwendung im Projekt als z.B. die Wehner-Wilhelm-Gleichung oder der Ansatz nach Von Sperling and Chernicharo (2005) (Fakultative belüftete Teiche).

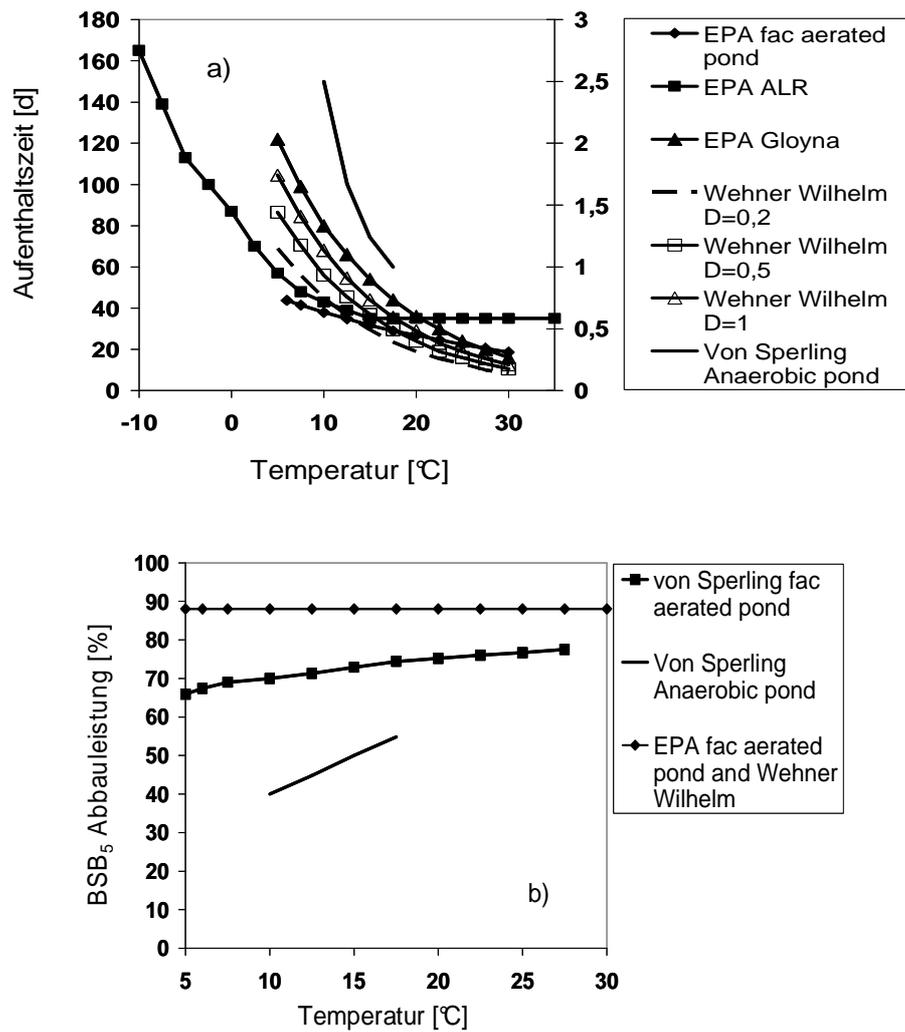


Abbildung 12: Berechnung von a) Aufenthaltszeit und b) BSB₅ Abbauleistung mit den untersuchten Bemessungsansätzen für Abwasserteichanlagen (rechte Achse: Anaerobteich; linke Achse: Belüftete und Fakultative Teiche) in Abhängigkeit von der Temperatur

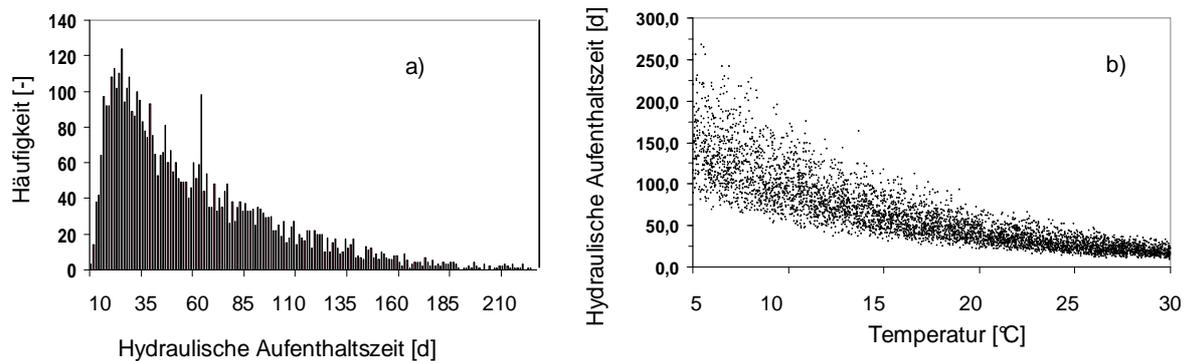


Abbildung 13: a) Histogramm und b) Punktwolke der berechneten Aufenthaltszeiten auf der Basis eines zufallsgenerierten Input Datensatzes für das EPA/Wehner-Wilhelm Modell (1983) ($0,4 < D < 2$)

Analyse der Modelle von Anaerobanlagen

Die berechneten Abbauleistungen der anaeroben Biofilter und UASB- Reaktoren lagen zwischen 63% und 72.5% (Biofilter) bzw. zwischen 72% and 79.7% (UASB) wie in Abbildung 14 dargestellt. Die Abhängigkeit der Aufenthaltszeit ist in Abbildung 14 dargestellt. Temperatureffekte im UASB-Modell von Sperling und de Lemos Chernicharo (2005) sind begrenzt auf die Bestimmung der Aufenthaltszeiten innerhalb der Bandbreiten innerhalb welcher die Aufenthaltszeiten im Modell variieren dürfen, sowie auf die Biogasproduktion. Ist die Aufenthaltszeit innerhalb der Bandbreiten einmal bestimmt und validiert, so hat die Temperatur im Bemessungsvorgang nur mehr Einfluss auf die Biogasproduktion (die mit dem verwendeten Datensatz relativ niedrig oder in ungünstigen Bereichen lag). Die Abbauleistungen sind nur von der Aufenthaltszeit und das Volumen vom Zufluss und der Aufenthaltszeit abhängig. Dabei wird jedoch angegeben, dass die Formel für die Abbauleistung nur in einem Abwassertemperaturbereich von 20 bis 27 °C gültig ist.

Die Ergebnisse der Monte Carlo Simulationen sind im Anhang dargestellt. Ähnlich den Ergebnissen zu den Teichsystemen und den Belebungsanlagen erscheinen die berechneten Ergebnisse bezüglich der Anaerobreaktoren teilweise zunächst relativ untypisch, und die berechneten Volumina bei der Monte Carlo Simulation nahmen teilweise sehr hohe Werte an (Tabelle 29). Es wird dabei angenommen, dass die Anaerobreaktoren für Abwässer zwischen extremen Zuflusswerten und für 1000 bis 250000 Einwohnergleichwerte bemessen sind. Obwohl dies unkonventionelle Werte darstellt, wurden die Resultate mit betrachtet um eine Konsistenz in den Vergleichen zu gewährleisten und auch unkonventionelle Lastfälle zu berücksichtigen. Die Extremwerte

der Abbauleistungen bei den Biofiltern erscheinen relativ niedrig. Nichts desto trotz mögen niedrig berechnete Abbauleistungen im Zuge einer Bemessung akzeptabel sein, weil dies einem Sicherheitsfaktor entspricht. Dennoch sollte für kombinierte Systeme sichergestellt sein, dass zu niedrig berechnete Abbauleistungen in den einzelnen Modulen nicht zu einer Fehlerfortpflanzung führen und zu einem unrealistischen berechneten Systemverhalten bzw. zu überdimensionierten Gesamtsystemen führen. Temperatureffekte konnten für den Ansatz nach Sperling und de Lemos Chernicharo (2005) bezüglich der Biofilter nicht untersucht werden, da der Ansatz die Temperatur nicht berücksichtigt. Die resultierenden Differenzen sind somit alleine auf die Variation der anderen Daten zurückzuführen.

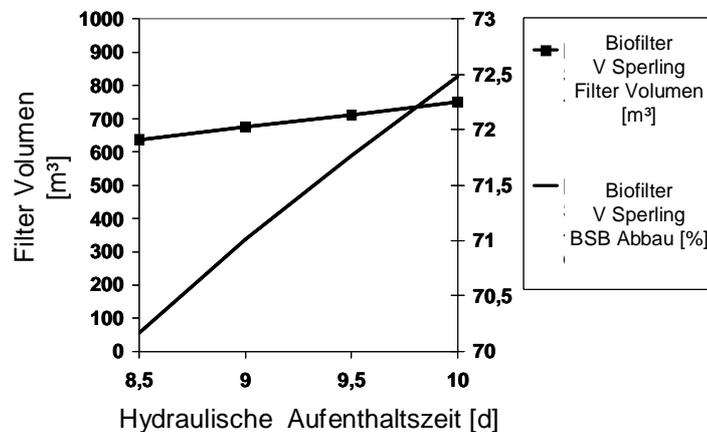


Abbildung 14: Berechnung der Reaktorvolumina mit den untersuchten Bemessungsansätzen für anaerobe Biofilter in Abhängigkeit von der Temperatur

Schlussfolgerungen und Konsequenzen zu technologischen Aspekten

Die Analyse zielte hauptsächlich auf die Untersuchung des Temperatureinflusses auf ausgewählte Bemessungswerte (Beckenvolumina, Teichflächen, Schlammalter, Aufenthaltszeiten, Abbauleistung), sowie das Verhalten und Unterschiede zwischen den Modellen ab. Daraus konnte dann die Eignung für das Toolkit abgeschätzt werden. Aus den Ergebnissen ließen sich grundsätzlich die folgenden Schlussfolgerungen ziehen:

- ❖ Es kann festgestellt werden, dass die Wahl des Modellansatzes extremen Einfluss auf die Berechnungsergebnisse haben kann und die Bemessungstemperatur ebenfalls sehr hohen Einfluss auf die Ergebnisse hat. Unter Anwendung eines typischen Parametersatzes zeigten sich speziell hohe Temperaturabhängigkeiten bezüglich der Beckenvolumina, der aeroben Schlammalter, der Teichflächen und der Aufenthaltszeiten. Dies weist darauf hin, dass die Anwendung einiger Modelle für bestimmte Randbedingungen nicht sinnvoll erscheint. Eine Verwendung der Modelle sollte immer nur im Zusammenhang mit einer Studie der Originalliteratur und/oder der Kenntnis und Beurteilung der mit dem Bemessungsansatz verbundenen Annahmen zu erwogen werden. Ferner sollte der hohe Temperatureinfluss berücksichtigt werden und dem Parameter Temperatur bei der Bestimmung und Berechnung entsprechende Bedeutung zugemessen werden.
- ❖ Es scheint eine Modifikation der Modelle und Gleichungen notwendig, um die verschiedenen Modellannahmen zu berücksichtigen und eine Konsistenz in den berechneten Daten zu erreichen. Da die berechneten Abflusswerte eines Moduls die Zuflusswerte für das nächste Modul darstellen, sollten diese so verlässlich wie möglich sein. Statt der Verwendung von Sicherheitsfaktoren kann die Anwendung stochastischer Simulationen in Erwägung gezogen werden, bei denen Unsicherheiten in den Zuflusswerten direkt in entsprechende Häufigkeitsverteilungen im Ablauf umgesetzt werden und somit einen statistisch auswertbaren Datensatz liefern. Es ist zu erwarten, dass dadurch für ein Gesamtsystem in vielen Fällen eine effektivere Bemessung erfolgen kann als es unter Verwendung der üblichen Sicherheitsfaktoren möglich ist. Sicherheitsfaktoren, die zu unrealistischen Ablaufwerten der einzelnen Module führen und durch Fehlerfortpflanzung zu einer unverlässlichen und ineffizienten Bemessung des Gesamtsystems führen können, werden dann durch eine direkte Berücksichtigung der Unsicherheiten ersetzt. Perzentilwerte, wie sie in einigen Bemessungsmodellen Anwendung finden oder das statistische Risiko einer Überschreitung geforderter Werte, können aus den so entstehenden Verteilungen abgeschätzt werden. Sofern Daten zu verschiedenen Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Zuflüsse zur Gesamtanlage vorhanden sind, können/sollten diese für die Simulation verwendet werden. Nichtsdestotrotz kann auch ein stochastischer Ansatz keine Abschätzung des Verhaltens des Systems bei dynamischen Spitzenbelastungen liefern. Hierfür sind nach wie vor dynamische Simulationen hilfreich.

Konsequenzen für die weitere Modellentwicklung

Resultierend aus den Untersuchungsergebnissen konnte die Eignung der Modelle für eine Implementierung im Toolkit abgeschätzt werden. Aufgrund der stark ausgeprägten Modellsensitivitäten bezüglich der Temperatur wurde zunächst die Möglichkeit der Einbindung eines Berechnungsmodells für die Temperatur des Abflussstromes in Erwägung gezogen, da bei flexiblen modularen Berechnungskonzepten der Abflussstrom als Zufluss und Eingangsgröße für andere Verfahrenskomponenten innerhalb des Gesamtkonzepts dient. Dieser Gedanke wurde jedoch nicht weiterverfolgt und die Temperatur, wie zuerst geplant, als Inputparameter gesehen. Es wird angenommen, dass der Anwender des Toolkits die Temperaturwerte weitestgehend richtig abschätzt. Um den Temperatureinfluss einzuschätzen, können im konkreten Bemessungsfall mit dem Toolkit verschiedene Szenarien mit verschiedenen Temperaturen und/oder Zuflusswerten gerechnet werden (entsprechend des Vorschlags für stochastische Simulationen). Die Vorgabe der Temperatur ist auch bei der dynamischen Simulation von gesamten Anlagen gängig.

Ferner zeigen die Berechnungsergebnisse, dass bei einer Verwendung der bestehenden Modelle eine Modifikation unumgänglich wäre, um die verschiedenen Modellannahmen anzupassen und Konsistenz in den Input und Output-Werten zu gewährleisten. Auf der Basis der Analyse wären grundsätzlich mehrere Modifikationen möglich: Generell wäre eine Anpassung der bestehenden Modelle auf eine CSB-Bilanzierung mit Ausnahme der Modelle nach Gujer (1993) und Randall und Sen (1993), bei denen dies schon erfolgt, denkbar. Dies würde eine durchgängige Bilanzierung erlauben. Außerdem kann eine Anpassung der Berechnung der Schlammalter (z.B. bei den Modellen nach Jansen (1991), Ichimura (1994), Gujer (1993) in Betracht gezogen werden, da Jansen, Ichimura und Gujer keine Monodterme verwenden und auf rein statistischen Untersuchungen beruhen. Eine Einbindung verschiedener Belebungsanlagentypen wie im Ansatz nach Gujer (1993) könnte hilfreich sein. Eine Revision der Sicherheitsfaktoren in den Belebungsanlagenmodellen könnte vor allem bei dem Modell nach EPA (1993) eine Rolle spielen, da die Sicherheitsfaktoren hier relativ hoch sind und zu hohen Schlammaltern und deswegen auch hohen Volumina führen.

Bei den Teichanlagen kam zunächst eine Kombination des EPA-Modells (EPA, 1983) und des Von Sperling-Modells (Von Sperling, 2005) für fakultativ belüftete Teiche in Frage. Das EPA Modell für belüftete Teiche berechnet die Wassertemperatur aus Zufluss und Lufttemperatur. Das Sperling Modell tut dies nicht. Die Grundgleichung ist jedoch die Selbe. EPA (1983) berechnet aber die Konzentration nicht direkt explizit in der Gleichung. Im Von Sperling-Modell hingegen erfolgt dies. Außerdem werden im Sperling Ansatz partikulärer und gelöster BSB berechnet. Eine Kombination der Ansätze kann somit erwägt werden. Eine modifizierte Design Prozedur für fakultative Teiche nach EPA/Wehner Wilhelm (1983) wäre ebenfalls denkbar, da im Originalmodell die Abflusswerte nicht direkt berechnet werden. Da auch der Stickstoff-Abbau in den erwähnten Teich-Modellen nicht berücksichtigt wird und es

dafür bereits Modelle gibt, die speziell dies tun, sollte auch eine Kombination der Stickstoffmodelle mit den genannten Modellen betrachtet werden. Bezüglich der zu entwickelnden Anaerobmodelle käme eine Berücksichtigung der Temperatureffekte in Frage, da die genannten Anaerobmodelle die Temperatur nur sehr eingeschränkt berücksichtigen und die Effizienz auch nur unter bestimmten Bedingungen berechnet werden kann.

In der existierenden Form sind die Modelle für eine Berechnung im Toolkit somit nur bedingt geeignet. Die genannten möglichen Modifikationen können dabei eine teilweise Anpassung der bestehenden Modelle auf die Anforderungen im Toolkit leisten. Dennoch bleiben einige grundsätzliche Probleme bei der Anwendung bestehen. Die Analysen zusammenfassend, lassen sich als grundsätzliche Schwachstellen der bestehenden Bemessungsmodelle nennen (in Bezug auf eine Anwendung in einer Form, wie es im Toolkit-Projekt erforderlich ist):

- Mit den meisten bestehenden Modellen ist nur eine Berechnung vordefinierter technischer Konzepte möglich (z.B. vorgeschaltete Denitrifikation). Daneben sind die Modelle auf die Berechnung der geometrischen Abmaße der Anlagen unter bestimmten Annahmen ausgelegt sind und eine einfache Rückrechnung auf die Konzentrationen (im Abwasservektor) ist nicht immer zwangsläufig trivial möglich.
- Eine flexible und freie Kombination verschiedener Behandlungstechnologien ist bei den bestehenden Modellen nicht direkt möglich und die Modelle sind in Input- und Outputgrößen, sowie den Modellannahmen nicht immer konsistent
- Es liegen stark unterschiedliche Berechnungsergebnisse zwischen den Modellen vor.
- Neben diesen Punkten enthalten manche der international benutzten Bemessungsansätze in ihrer Struktur teilweise Wenn-Aber Beziehungen (if-Schleifen) oder Interpolationen von Tabellendaten. Diese Wenn-Aber Beziehungen und Interpolationen von Tabellendaten können jedoch Probleme bei der Lösung des entstehenden Gleichungssystems mit nichtlinearen Solvern verursachen (Kelley, 2003).

Folgende Lösungsmöglichkeiten der oben genannten Schwachstellen wurden deshalb als sinnvoll erachtet:

- Da eine flexible Kombinationsmöglichkeit keine vordefinierten technischen Kombinationen erlaubt, wurde als eine mögliche Lösung die Definition der Module auf dynamischen Modellen basierend als sinnvoll erachtet. Aufgrund der Modellstruktur sind diese Modelle relativ flexibel und beruhen nicht auf vordefinierten Annahmen zur Anlagenkonfiguration. Die Module repräsentieren verschiedene Anlageteile und können aufgrund des durchgängigen Vektors und der Modelle dann frei untereinander verschaltet werden. Verschiedene Sonderformen können damit abgebildet werden. Ein Beispiel sind Becken mit einem hohen Längen/Breiten-Verhältnis, deren Verhalten durch die Hintereinanderschaltung mehrerer kleinerer voll durchmischter Reaktoren angenähert abgebildet werden kann.

- Da die Durchgängigkeit der Input und Output Werte und Bestimmbarkeit des Ausgangsvektors aus dem Eingangsvektor erforderlich sind, dessen Definition eng verwandt mit den Größen in den dynamischen Modellen ist, wurden die dynamischen Modelle auch bezüglich dieses Aspekts als sinnvolle Basis angesehen. Jedes Modul berechnet die Abflusswerte in Abhängigkeit der Zuflusswerte auf Basis dynamischer Modelle. Diese wurden bereits für die Simulation konzipiert. Die Größen im Vektor sind weitestgehend problemlos kompatibel mit den Standardversionen der international bedeutenden dynamischen Modelle. Ferner ist somit ein Austausch der Berechnungsergebnisse zwischen dynamischen und stationären Modellen (unter der Berücksichtigung der verschiedenen Zeitskalen) möglich (s. auch Abbildung 4).
- Die verschiedenen Modelle resultieren in stark unterschiedlichen Berechnungsergebnissen aufgrund teilweise stark unterschiedlicher Annahmen und Ansätze. Die großen Unterschiede sind aufgrund verschiedener regionaler Bedingungen und Voraussetzungen für die die Modelle erstellt wurden und oft sicherlich sinnvoll um einige der vorliegenden Rahmenbedingungen zu berücksichtigen. Die Verwendung von dynamischen Modellen als Grundlage für die Modellstruktur scheint aber aufgrund der Vielzahl der international vorherrschenden Bedingungen dennoch sinnvoll, da die Modellstruktur der dynamischen Modelle (insbesondere der ASM-Modelle) bereits international als Standard anerkannt ist. Die dynamischen Modelle bilden die realen Prozesse mathematisch mechanistisch ab, sind dadurch biologisch nachvollziehbar und die Modellannahmen und Einschränkungen meist relativ klar definiert. Es existieren ferner Studien zur Kalibrierung der Parametersätze der dynamischen Modelle um eine Nachbildung der Ergebnisse der Bemessungsansätze zu erreichen (vgl. Teilprojekt C 1.3, sowie Alex et al., 2007 und Alex et al., 2008). Dies erlaubt es über die entsprechende Parametrierung der Bemessungsmodelle die verschiedenen Ergebnisse der stationären Bemessungsansätze zu berücksichtigen.

Die Überlegungen im Projekt ließen es somit sinnvoll erscheinen, die Entwicklung eines Modellvorschlags für die Module auf den dynamischen Modellen basieren zu lassen. Die Anwendung der dynamischen Modelle erforderte weitere eingehende Untersuchungen des Stationärverhaltens dieser Modelle. Eine kurze Darstellung dieser Überlegungen und der resultierenden Berechnungskonzepte erfolgen in Abschnitt 7.4.3.

7.4.2.2 Ökonomie

Für die meisten Verfahrensarten gibt es bereits Kostenkurven, auf die zurückgegriffen werden kann. Für das Forschungsvorhaben galt generell, dass die benötigten wirtschafts- und betriebswirtschaftlichen Grundlagen bereits vorlagen (Barwertberechnung, Kosten-Nutzen-Analysen etc.). Die im Toolkit beinhaltete Berechnung des Barwerts stützt sich auf (Kosten-) Funktionen, die aus Literaturwerten abgeleitet wurden. Zwar wurden auch im Rahmen des Verbundprojektes von einzelnen Teilprojekten Kostendaten ausgewiesen, jedoch konnten die Teilprojekte dies nicht in einem Umfang leisten, der für eine abgesicherte

Berechnung erforderlich ist – Daten lagen nur für wenige Einwohnergleichwerte vor, da der Kostenverlauf wegen des hohen Fixkostenanteils fallend ist, wäre eine belastbare Extrapolation nicht möglich gewesen.

Grundlagen für die meisten Kostenkurven sind Erfahrungswerte. Daher bietet es sich auch an, die eigenständig ermittelten Investitions-, Betriebs- und sonstigen Kosten mit Hilfe dieser Erfahrungswerte zu überprüfen (Validierung). Kleinere Abweichungen bei den Ergebnissen sollten nicht irritieren. Größere Diskrepanzen jedoch Anlass sein, die eigenen Kalkulationen näher zu prüfen, ob sie nicht auf Fehler in der eigenen Kalkulation zurückzuführen sind.

Da es für die meisten Verfahrensarten bereits Kostenkurven gibt, auf die zurückgegriffen werden kann bilden sie eine gute Vergleichsmöglichkeit, da diese Funktionen in der Regel die jährlichen Gesamtkosten einer Kläranlage angeben.

Zudem gibt es auch für viele Verfahrensarten differenzierte Kurven in der Literatur, d.h. für die Investitions-, Betriebsmittel- oder Personalkosten.

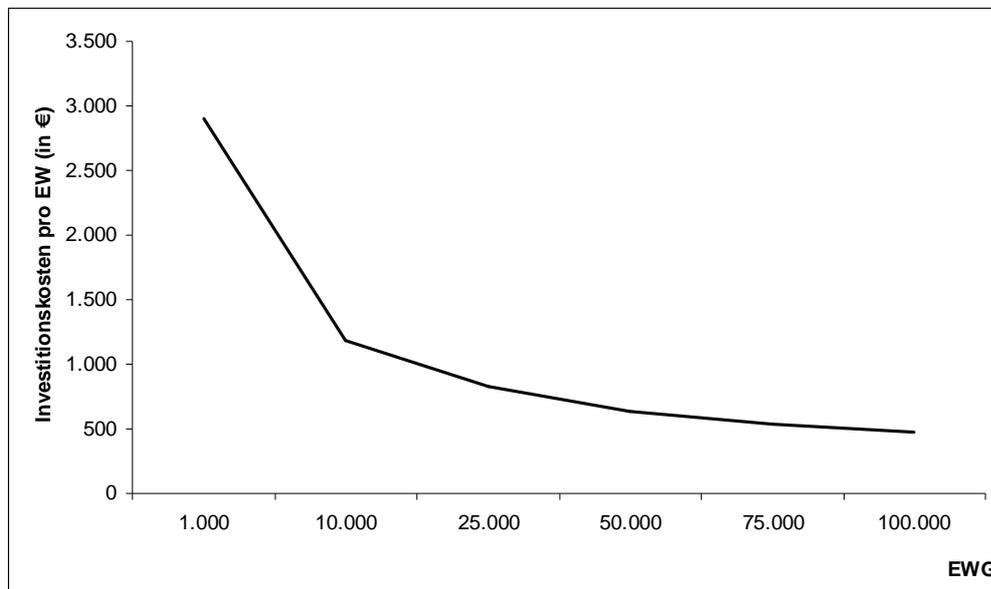


Abbildung 15: Spezifische Investitionskosten von Belebungsanlagen (nach Rosenwinkel et al., 1998)

Eine sehr ausführliche Sammlung von Kostenkurven findet sich in Bohn (1993). Obwohl die Datengrundlage mittlerweile stark veraltet ist (mehr als 15 Jahre), stellt sie doch eine solide Ausgangslage dar. Durch einfache Einbeziehung der jährlichen Teuerungsrate ließen sich diese Kurven leicht aktualisieren.

7.4.2.3 Ökologie

Für die Evaluierung ökologischer Kriterien erfolgte zunächst eine Recherche wichtiger internationaler Ansätze, die für Abwasserreinigungskonzepte eine Rolle spielen können. Es existieren relativ viele Verfahren, die versuchen, die anthropogen bedingten

Umweltauswirkungen auf der technischen Ebene zu messen. Als generell anerkannte Methoden lassen sich grundsätzlich in diesem Zusammenhang nennen: (i) das Life-cycle assessment (LCA) (Setac, 1993), (ii) das Environmental impact assessment (EIA), eingeführt als Konzept als Reaktion auf das „US National Environmental Protection Act“ (NEPA) von 1968 und dem „US Environmental Quality Improvement Act“ von 1970, (iii) sowie die Methodik des Open wastewater planning (OWP; Anwendungsbeispiel z.B. in Ridderstolpe, 1999). Des Weiteren ist der SPI (Krotschek und Narodoslowsky, 1996) als eine Methode innerhalb der LCA Kategorie zu nennen. MIPS (Schmidt-Bleek, 1993) ist eine Maßzahl, die als Annäherungsmaß die komplexen Zusammenhänge der Umweltbeanspruchung zum Ausdruck bringen soll. Gibt es mehrere Alternativen auf der technischen Ebene, so können mittels SPI, LCA oder auch MIPS ökologisch günstigere Varianten identifiziert werden.

Die genannten Analyseverfahren sind in der Regel relativ komplex und erfordern meist große Mengen an Eingabe-Informationen, die auch von der gesetzten Systemgrenze abhängen. In der Regel stehen für diese Konzepte bereits geeignete Softwarepakete zur Verfügung. Es erschien deshalb im Hinblick auf den Projektrahmen und -zeitraum sinnvoll, die Berechnungen im Toolkit auf einer niedrigeren Ebene erfolgen zu lassen, d.h. auf einer Ebene, die sich nur auf die direkten Beeinflussungen und Einträge durch die Abwasserkonzepte bezieht. Entsprechend wurde die Systemgrenze wie in Abbildung 5 bereits dargestellt, um die Kläranlage gesetzt. Neben diesen eher grundsätzlich orientierten Ansätzen sind bezüglich verschiedener Einzelaspekte (einzelner Kriterien) verschiedene Berechnungsansätze in der Literatur zu finden, die eine potentielle Basis für das Projekt darstellten und den gesetzten Systemgrenzen eher entsprechen.

Es würde den Rahmen des Berichts sprengen, an dieser Stelle auf alle in der Literatur bestehenden Konzepte zu den einzelnen Kriterien einzugehen. Wo es nötig erschien, wird bei der Darstellung der Berechnungsergebnisse (Abschnitt 7.4.3) auf einzelne Literaturstellen, auch unabhängig von den in den Softwarepaketen implementierten Methoden bezüglich einzelner Kriterien näher eingegangen. Einzelne Methoden, um die Umweltauswirkungen einer Abwasserbehandlungsanlage auf der Ebene der Kläranlage zu messen, so wie es den Anforderungen im Projekt entspricht, existieren bereits in einigen dem Toolkit ähnlichen Softwarepaketen. Dabei handelt es sich um die in Abschnitt 5 bereits erwähnten Softwareprodukte (WAWTTAR, Finney & Gearheart, 2004; MOSTWATAR, Dinesh & Dandy, 2003; WTRnet, Joksimovic, 2006). Diese Produkte beinhalten neben den ökologischen Indikatoren auch qualitative technische Indikatoren. Die Bewertungsschemata in den Softwaretools sind für beide Kriteriengruppen die Gleichen: Die Bewertung einzelner Module in der Anlage erfolgt entweder direkt über eine quantitative Skala oder über qualitative Aussagen (LOW, MEDIUM, HIGH), die dann in metrische Werte transformiert werden. Die Bewertung der Gesamtanlage bezüglich eines Kriteriums erfolgt dann über eine einfache arithmetische Mittelung der Bewertung der Einzelprozesse bezüglich dieses Kriteriums. Da diese Vorgehensweise bereits bei der Analyse von bestehenden Konzepten

zu technischen, nicht vektoriellen Größen diskutiert wurde, wird an dieser Stelle auf diesen Abschnitt verwiesen.

7.4.2.4 Sozio-Kulturell

In der aktuellen Forschung wird die Bedeutung der sozialen und kulturellen Aspekte bei der Abwasserreinigung deutlich hervorgehoben. Es existieren entsprechende partizipative Verfahren um verschiedene Interessensgruppen in den Entscheidungsprozess bei der Planung von Abwasserreinigungskonzepten mit einzubeziehen (Harremoes, 1997; Jeffrey et al., 1997; Schertenleib, 2005; Butler and Parkinson, 1997; Wilderer, 2004; Rouse et al., 2005). Während der Literaturrecherche zu sozialen Aspekten konnten demgegenüber keine Ansätze gefunden werden, die soziale Kriterien auf der Basis von einzelnen Anlagenkomponenten und anschließender Aggregation für die Gesamtanlage bewerten. Die Evaluierung sozialer Kriterien wie z.B. in Muga & Mihelcic (2008) erfolgt vielmehr in Bezug auf das Gesamtsystem.

Da auch für das Toolkit davon ausgegangen wird, dass die Berücksichtigung der sozialen Aspekte nur durch die Einbeziehung der entsprechenden Interessensgruppen erfolgen kann, werden im Toolkit keine Berechnungskonzepte entwickelt. Die Art und Weise der Einbeziehung der verschiedenen Interessensgruppen kann sich individuell unterscheiden. Dabei kann auf existierende partizipative Verfahren zurückgegriffen werden. Eine Diskussion dieser Verfahren liegt jedoch außerhalb des Fokuses des Projekts.

7.4.3 Neu entwickelte Berechnungsmodelle

Auf Basis der umfassenden Analyse bestehender Konzepte wurden Berechnungs- und Bewertungskonzepte für die einzelnen Kriterien entwickelt, die für eine Implementierung in den vom ifak bereitgestellten Softwarerahmen zur Verfügung stehen. Die wichtigsten Ergebnisse hierzu werden im Nachfolgenden vorgestellt.

Entsprechend des Kriterienkatalogs sind sowohl Berechnungskonzepte für die Berechnung der Vektorgrößen als auch aller anderen (qualitativen und quantitativen) technischen Größen zu erstellen. Die unten folgende Beschreibung der Ergebnisse zu beiden Kriteriengruppen ist entsprechend der methodischen Schritte in Abschnitt 7.4.1 strukturiert.

Für die schlecht greifbaren Kriterien erfolgt eine Transformation der linguistischen Bewertungen in eine quantitative Skala. Hierzu gibt es verschiedene Möglichkeiten. Makropoulos et.al (2008) verwenden für qualitative Indikatoren für ein nachhaltiges urbanes Wassermanagement z.B. eine qualitative Skala von 0-5. Da viele der Literaturdaten zu einzelnen Kriterien aber nur in einer Auflösung von „niedrig“, „mittel“ und „hoch“ vorliegen, ist im Toolkit eine dreistufige Skala ein sinnvollerer Ansatz.

7.4.3.1 Technologie: Zuverlässigkeit/Stabilität

Bewertung einzelner Module

Mit dem Kriterium soll die Zuverlässigkeit der einzelnen Systemelemente und des Gesamtsystems bei dynamischen Spitzenbelastungen abgeschätzt werden können. Es wird eine qualitative Bewertung empfohlen. Ein qualitativer Ansatz ist für dieses Kriterium übliche Praxis (Joksimovic, 2006). Es wurde dabei auf Literaturwerte zurückgegriffen. Wie aus Tabelle 36 im Anhang ersichtlich ist, variieren diese Literaturwerte in der Beurteilung der Zuverlässigkeit für viele Module. Sinnvoll wäre ein Aufsplitten der Verwendung der Daten in Abhängigkeit der vorliegenden Rahmenbedingungen (die Daten von Sperling (2005) in der Tabelle entstammen einer Referenz, die sich vornehmlich auf warme Klimaten bezieht).

Aggregation der Einzelbewertungen

Die Bildung des einfachen arithmetischen Mittels bei der Bewertung der Zuverlässigkeit/Stabilität berücksichtigt nicht, dass sich zwei Konzepte unter Verwendung der gleichen Technologien bei sich unterscheidenden Bemessungsgrößen (z.B. Volumina) einzelner Verfahrensstufen und/oder anderer Konfiguration dieser Verfahrensstufen (andere Reihenfolge, parallele Reinigungsstraßen, usw.) unterschiedlich bezüglich Stabilität und Zuverlässigkeit verhalten können. In einem stationären Ansatz kann keine direkte Berücksichtigung des dynamischen Verhaltens erfolgen. Zu einer theoretischen Abschätzung des Einflusses verschiedener Konfigurationen und Volumina auf die Zuverlässigkeit wäre eine dynamische Berechnung durchzuführen, was dem stationären Ansatzes des Toolkits widerspricht. Um den Einfluss verschiedener Volumina und Anlagenkonfigurationen auf Stabilität/Zuverlässigkeit dennoch teilweise berücksichtigen zu können, wird empfohlen, bei der Anwendung des Toolkits zunächst die Schlüsselprozesse des gesamten Systems für das jeweilige Szenario abzuschätzen und die Aggregation dann entsprechend der Bedeutung der einzelnen Prozesse im Gesamtsystem vorzunehmen. Eine Abschätzung der Bedeutung eines Prozesses bezüglich der Zuverlässigkeit des Prozesses kann z.B. anhand des in diesem Prozess/Modul abgebauten BSB oder TKN (bzw. entsprechend des wesentlichen Reinigungsziels) dieses Moduls erfolgen. Konkret hieße das, dass auf Basis der Daten der stationären Simulation über die berechneten Vektorgrößen zunächst eine Berechnung des Anteils des Kohlenstoffabbaus oder TKN im Vergleich zum Gesamtsystem erfolgt. Dies kann bezüglich eines jeden Moduls durch einen einfachen Vergleich der vom Modul abfließenden Vektorgrößen zu den zum Modul zufließenden Vektorgrößen erfolgen. Bei der Aggregation können dann die Bewertungen der einzelnen Module entsprechend dieses Verhältnisses in jedem Modul gewichtet werden (Gleichung (7)).

Bei der Betrachtung kann es sinnvoll sein, nicht jedes einzelne Modul zu betrachten, sondern vielmehr bereits Modulgruppen wie sie einzelnen Reinigungsverfahren entsprechen (z.B. die Betrachtung Kombination aus Denitrifikationsbecken, Nitrifikationsbecken und Nachklärbecken). Dies macht Sinn, da Abschätzungen zur Zuverlässigkeit meist nur für diese Gruppen zur Verfügung stehen.

Alternativ ist die Verwendung des arithmetischen Mittels oder die Vorgabe einer Gewichtung möglich, wenn dies praktikabler erscheint. Der dargestellte einfache Ansatz stellt so eine Alternative zu einer einfachen arithmetischen Mittelung dar und ermöglicht eine teilweise Berücksichtigung der Bedeutung des Verhaltens einzelner Schlüsselprozesse auf das Gesamtsystem. Dennoch unterliegt auch dieser Ansatz noch starken Vereinfachungen und Annahmen und kann eine dynamische Simulation zur Überprüfung des dynamischen Verhaltens nicht ersetzen. Da das dynamische Verhalten eines großen Systems (bei unterschiedlichen Belastungen) zu komplex ist, um es durch einen derart einfachen Ansatz abschätzen zu können, ist der Vorschlag nur als vereinfachte Möglichkeit für eine erste überschlägige Abschätzung zu sehen. Da der Prototyp im Moment nur die Vorgabe der Gewichtung vorsieht, muss eine Gewichtung anhand des Abbaus von Hand erfolgen, was grundsätzlich jedoch keine methodische Einschränkung darstellt.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Zuverlässigkeit	qualitativ	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot \frac{\Delta_j^{MOD}}{\Delta^{GES}}$	(7)
		$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot \frac{1}{N}$	(8)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

$\frac{\Delta_j^{MOD}}{\Delta^{GES}}$ Abbau in Modul j im Verhältnis zum Gesamtabbau in der Anlage

7.4.3.2 Technologie: Variierende Zuläufe

Bewertung einzelner Module

Mittels des Kriteriums soll die Flexibilität des Reinigungssystems abgeschätzt werden, um auf veränderte Betriebsbedingungen, insbesondere Zuflussspitzen durch Anpassung der Betriebsparameter reagieren zu können. Aufgrund der Ähnlichkeit zum Kriterium Stabilität/Zuverlässigkeit ergeben sich grundsätzlich die gleichen Überlegungen. Die relevanten Literaturquellen enthalten qualitative Ansätze. Die einzelnen Literaturquellen sind nicht durchgängig konsistent in ihrer Bewertung (Tabelle 36 im Anhang). Es bietet sich auch hier eine getrennte Betrachtung warmer Klimate an, wie es bereits bei dem Kriterium Zuverlässigkeit erwähnt wurde.

Aggregation der Einzelbewertungen

Bezüglich der Aggregation bieten sich die gleichen Annahmen an, wie im Falle der Zuverlässigkeit/Stabilität. Als Lösungsansatz wurde deshalb ein dem Kriterium Zuverlässigkeit/Stabilität äquivalenter Ansatz gewählt. Es wird bei der Aggregation eine entsprechende Gewichtung der einzelnen Module berücksichtigt, die auf der Abschätzung der Schlüsselprozesse beruht. Auch hier sollte der Bewertungsvorschlag nur als grobe Abschätzung verstanden werden, der nicht das tatsächliche dynamische Verhalten abbilden kann. Darüber hinaus können Anpassungen, die sich auf das Gesamtsystem beziehen (z.B. Größere Veränderung der Ströme zwischen einzelnen Anlagenkomponenten), durch diesen Ansatz nicht berücksichtigt werden. Alternativ ist die Möglichkeit einer Vorgabe der Gewichtung durch den Anwender oder eine arithmetische Mittelung sinnvoll. Da der Prototyp im Moment ohnehin nur die Vorgabe der Gewichtung vorsieht, muss auch eine Gewichtung anhand des Abbaus von Hand erfolgen.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Adaptionsfähigkeit für variierende Zuläufe	qualitativ	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot \frac{\Delta_j^{MOD}}{\Delta^{GES}}$	(9)
		$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot \frac{1}{N}$	(10)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

$\frac{\Delta_j^{MOD}}{\Delta^{GES}}$ Abbau in Modul j im Verhältnis zum Gesamtabbau in der Anlage

7.4.3.3 Technologie: Variierende Abwasserzusammensetzungen

Bewertung einzelner Module

Die Ausführungen hierzu entsprechen dem vorangegangenen Punkt.

Aggregation der Einzelbewertungen

Die Ausführungen hierzu entsprechen dem vorangegangenen Punkt.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Adaptionsfähigkeit für variierende Abwasserzusammensetzungen	qualitativ	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot \frac{\Delta_j^{MOD}}{\Delta^{GES}}$	(11)
		$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot \frac{1}{N}$	(12)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

$\frac{\Delta_j^{MOD}}{\Delta^{GES}}$ Abbau in Modul j im Verhältnis zum Gesamtabbau in der Anlage

7.4.3.4 Technologie:Einfachheit eingesetzter Technologie im Bau

Bewertung einzelner Module

Das Kriterium soll die notwendigen Aktivitäten in der Bauphase berücksichtigen. Obwohl eine Möglichkeit der Evaluierung z.B. anhand der Arbeitsstunden entsprechend ausgebildeter Arbeiter/Techniker/Ingenieure denkbar wäre, wurde aufgrund fehlender Daten hierzu eine Beurteilung anhand qualitativer Werte gewählt. Als Bewertungsvorschlag liegen die Literaturquellen im Anhang vor.

Aggregation der Einzelbewertungen

Die erwähnten bestehenden Bewertungsverfahren greifen auch hier bei der Aggregation auf das arithmetische Mittel zurück. Zur Bewertung im Toolkit wird am Projektende das arithmetische Mittel empfohlen. Eine Vorgabe der Gewichtung durch den Anwender sollte ebenfalls erfolgen können. Ferner kann es sinnvoll sein, die Gewichtung eines Einzelmoduls hinsichtlich der Einfachheit der Technologie in der Bauphase vom Bauvolumen der jeweiligen Komponente abhängig zu machen. Dies setzt jedoch voraus, dass das Bauvolumen der treibende Faktor für das Kriterium ist, bzw. die qualitative Bewertung volumenspezifisch ist.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Einfachheit der Technologie (Bau)	qualitativ	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot \frac{1}{N}$	(13)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

7.4.3.5 Technologie:Einfachheit eingesetzter Technologie während Betrieb und Instandhaltung

Bewertung einzelner Module

Das Kriterium soll den nötigen Aufwand abschätzen, um verschiedene Prozesse bzw. eine gesamte Anlage zu betreiben und Instand zu halten. Eine objektive quantitative Evaluierung verschiedener Prozesse bezüglich des Arbeitsaufwands erfolgt bereits mittels des Kriteriums „Personalbedarf“. Dementsprechend wird die Betrachtung des einen oder des anderen Kriteriums oft als ergänzend oder alternativ gesehen werden können. Als Bewertung wird ein qualitativer Ansatz empfohlen. Die Literaturwerte bezüglich der qualitativen Evaluierung dieses Kriteriums sind weitestgehend konsistent (Tabelle 37 im Anhang). Es besteht Verwandtschaft zum Kriterium „Personalqualifikation“ im Teilprojekt C 2 des Forschungsverbundes. Die Bewertungen des Teilprojekts C 2 unterliegen derzeit noch einer Revision. Für einen abschließenden Bewertungsvorschlag in Teilprojekt C 2 wird auf den entsprechenden Abschlussbericht verwiesen. Es kann sinnvoll sein, die Bewertung ins Toolkit zu übernehmen.

Aggregation der Einzelbewertungen

Neben dem einfachen arithmetischen Mittel für eine Aggregation, wie in den bestehenden Ansätzen in der Literatur, ist eine vom Anwender vorgegebene Gewichtung oder aber eine Gewichtung auf Basis des treibenden Faktors sinnvoll. Das kann z.B. die Ausbaugröße oder die zufließende Fracht sein (vgl. Kriterien „Personalbedarf“ und „Personalkosten“). Das setzt voraus, dass die Bewertung entsprechend spezifisch ist.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Einfachheit der Technologie (Betrieb und Instandhaltung)	qualitativ	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot V_j^{MOD}$	(14)
		$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot \frac{1}{N}$	(15)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

V_j^{MOD} Volumen des Moduls j im Verhältnis zur Summe aller Volumina der Anlage

7.4.3.6 Technologie: Personalbedarf

Bewertung einzelner Module

Mit dem Kriterium soll eine erste quantitative Abschätzung der benötigten Personalressourcen erfolgen.

Für eine Berücksichtigung des Personalbedarfs für den Betrieb kommunaler Kläranlagen bietet das Arbeitsblatt ATV-M271 (1998) eine fundierte Grundlage. Obwohl einige Abstriche und Anpassungen bei der Anwendung des Arbeitsblatts für die Zwecke des Toolkits zu machen sind, erschien es vernünftig, es als eine Basis für eine Anwendung in Erwägung zu ziehen. Das Arbeitsblatt bezieht sich auf Ausbaugrößen zwischen 2000 EW und 250000 EW. Für sehr kleine Anlagen sowie für sehr große Anlagen kann das Arbeitsblatt keine allgemein gültigen und vergleichbaren Angaben über den Personalaufwand machen. Er liegt bei Anlagen bis 2000 EW zwischen einer Teilzeitstelle für einen Helfer und einer Vollzeitstelle für einen Facharbeiter. Für sehr große Kläranlagen (>250000 EW Ausbaugröße) muss der Personalaufwand immer nach individuellen Untersuchungen ermittelt werden (ATV-M271, 1998). Der Personalbedarf wird in Arbeitsblatt in Abhängigkeit der Ausbaugröße in doppelt logarithmischer Diagrammform angegeben. Die Berechnung im Arbeitsblatt erfolgt im Wesentlichen über die Ermittlung der Mittelwerte des normalen, monatlichen Arbeitszeitaufwands. Diese Werte liegen im Arbeitsblatt in Diagrammform vor. Da im Toolkit die Anwendung in Form einer Formel benötigt wird, wurden aus diesen Diagrammen entsprechende Formeln für die Berechnung im Toolkit abgeleitet. Die resultierenden einfachen Ausdrücke sind Tabelle 11 zu entnehmen. Für die Ableitung der Formel in der Tabelle wurde der lineare Zusammenhang (im doppelt logarithmischen Maßstab) in den Diagrammen zugrunde gelegt:

Ein linearer Zusammenhang in einem doppelt logarithmischen Maßstab lässt sich folgendermaßen darstellen:

$$\log(F(x)) = m \log(x) + b \quad (16)$$

Daraus ergibt sich eine Funktion der Form

$$F(x) = X^m (10^b) \quad (17)$$

mit

$$m = \frac{\log(F_1) - \log(F_2)}{\log(x_1) - \log(x_2)} = \frac{\log(F_1/F_2)}{\log(x_1/x_2)} \quad (18)$$

X bezeichnet die Bezugsgröße, die im vorliegenden Fall die Einwohnergleichwerte darstellen, F den Personalbedarf in Arbeitsstunden/Monat. Die entsprechenden berechneten Parameterwerte für die einzelnen Anlagenkomponenten sind zusammen mit der Formel in der Tabelle gegeben.²

Die Diagramme im Arbeitsblatt stellen keinen eindeutigen funktionalen Zusammenhang dar, sondern geben für den Personalbedarf den Mittelwert innerhalb unteren und oberen Bandbreiten an. Die Bandbreiten stellen den 80%igen Vertrauensbereich dar. Die oben angeleiteten Formeln beziehen sich auf den Mittelwert, der auch die Grundlage für die Berechnung im Arbeitsblatt darstellt. Je nach vorherrschendem Technisierungsgrad kann für die so ermittelte Zahl dann ein Abschlag oder ein Zuschlag innerhalb der Bandbreiten erfolgen. Des Weiteren können örtliche Begebenheiten Anpassungen der Werte notwendig machen. Das ATV gibt hierzu Korrekturfaktoren an, mittels derer die örtlichen Verhältnisse berücksichtigt werden können. Es erscheint sinnvoll, diese Korrekturfaktoren auch bei einer Verwendung im Toolkit in derselben Form zu ermöglichen. Die Korrektur erfolgt dann über eine einfache Multiplikation des über die Formeln ermittelten Werts mit den gewählten Korrekturfaktoren. Eine Darstellung der Korrekturfaktoren erfolgt bei den Ausführungen zur Ökonomie, da auch dort die Berechnung der Personalkosten auf dem Arbeitsblatt beruht.

Wie aus den obigen Ausführungen zu entnehmen ist, erfolgt die Angabe der Arbeitszeiten im Arbeitsblatt in Abhängigkeit von der Ausbaugröße, nicht von der Auslastung. Dies setzt voraus, dass die Auslastung der Anlage auch annähernd der Ausbaugröße entspricht, also keine nennenswerten Über- oder Unterbelastungen vorliegen. Der Bezug auf die Einwohnergleichwerte der Kostenfunktionen stellt klar einen Nachteil dar. Die praktische Verwendung der angegebenen Funktionen ist aufgrund der unterschiedlichen Abwassermengen und Schmutzfrachten pro Einwohner problematisch. Um die Bezugsgröße anzupassen müssen zur Ergänzung deshalb die vorhandenen Formeln umgerechnet werden. Weitergehende Informationen zu diesen Modifikationen sind in Kapitel 7.4.3.10 zur Ökonomie enthalten. Dies setzt voraus, dass die Auslastung und der Betriebsablauf auf der Anlage den Annahmen im Arbeitsblatt entsprechen. Aufgrund dessen ist es für eine Anwendung im Toolkit empfehlenswert, die ermittelten Werte für den Personalbedarf nach einer Berechnung kritisch zu überprüfen und ggf. nicht als definitive absolute Werte zu sehen, sondern im Kontext eines qualitativen Vergleichs. Eine kurze Diskussion dieses Aspekts erfolgt bei den Ausführungen zur Aggregation.

² Da die Angaben im Arbeitsblatt in Diagrammform angegeben sind, können sich kleinere Diskrepanzen zwischen den Formeln und den Diagrammwerten ergeben. Diese können jedoch als vernachlässigbar angenommen werden, zumal die Werte in den Diagrammen innerhalb Bandbreiten angegeben sind

Tabelle 11: Personalbedarf für den Betrieb einzelner Komponenten bzw. Tätigkeiten in einer kommunalen Kläranlage (Berechnung basierend auf ATV-M271, 1998)

Anlagenkomponente (entspricht Modul im Toolkit)	Angegebener EW- Bereich	Personalbedarf F(x) (Arbeitsstunden / Monat)	Parameterwerte
Abwasserhebewerk	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (19)	m= 0.7762 ; b= -2.3363
Rechenanlage	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (20)	m= 0.5533 ; b= -1.2036
Sandfang	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (21)	m= 0.5760 ; b= -1.4512
Vorklärbecken	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (22)	m= 0.6108 ; b= -1.2970
Belebungsbecken	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (23)	m= 0.2744 ; b= 0.0941
Tropfkörper	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (24)	m= 0.6621 ; b= -1.8252
Nachklärbecken	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (25)	m= 0.6514 ; b= -1.5579
Chemische Fällung	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (26)	m= 0.2816 ; b= 0.0626
Faulbehälter	5000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (27)	m= 0.5129 ; b= -1.1598
Eindicker	5000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (28)	m= 0.5575 ; b= -1.611
Maschinelle Schlammentwässerung	10000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (29)	m= 0.6719 ; b= -1.2107
Maschinen und elektrische Einrichtungen	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (30)	m= 0.7959 ; b= -2.2293
Betriebsverwaltung (Berichte, Protokolle, Nachweise, unter der Annahme einer EDV- Unterstützung)	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (31)	m= 0.6023 ; b= -1.4708
Betriebsgebäude (Reinigung, Instandhaltung)	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (32)	m= 0.6372 ; b= -1.5014
Kläranlagengelände (Pflege und Unterhaltung ohne Rasenmähen)	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (33)	m= 0.6021 ; b= -1.316
Sonstiges (Umkleiden, Besprechungen, Führungen, Fortbildungen,...)	2000-250000	$F(x) = x^m \cdot 10^b$ (34)	m= 0.8431 ; b= -2.5165
x bezeichnet die Bezugsgröße (Einwohnergleichwerte im ATV-M271, 1998)			

Tabelle 11 enthält Angaben für Faulbehälter. Für die Berechnung des Personalbedarfs bei anaeroben Abwasserreinigungsanlagen wird ferner in Böhnke et al (1993) vorgeschlagen, den Personalbedarf für überschlägige Berechnungen in Abhängigkeit von der Investitionssumme für die Gesamtanlage festzulegen. Es wird ein linearer Zusammenhang zu Grunde gelegt, bei dem pro 5 Millionen DM Investition für die Anlage eine Arbeitskraft angesetzt wird. Unter 2,5 Millionen DM liegt der Bedarf konstant bei 0,5 Arbeitskräften. Es ist dabei zu beachten, dass die Angaben aus dem Jahre 1993 stammen und noch für DM gelten. Die Verwendung der Beziehung in Abhängigkeit der Einwohnerwerte wie in Tabelle 11 erscheint deswegen sinnvoller und erlaubt darüber hinaus eine zu den anderen Daten konsistentere Berechnung.

Obwohl die Daten des Arbeitsblatts der ATV bereits eine Berechnung eines Großteils der relevanten Anlagenteile erlaubt, enthält es keine Angaben zu Teichanlagen. In Teichanlagen ist ein Großteil des Personals mit einfachen Wartungsarbeiten beschäftigt. Dies bewirkt, dass - verglichen mit den meisten anderen Technologien- der Bedarf an qualifiziertem Personal relativ niedrig ist (Von Sperling, 2005). Das tatsächlich eingesetzte Personal auf Teichanlagen kann für vergleichbare Anlagen international stark variieren (Arthur, 1988), weswegen sich das Kriterium an dem empfohlenen Personalbedarf orientieren muss. Arthur (1983) gibt eine Empfehlung für Anlagen (10.000 bis 250.000 Einwohner) in warmen Klimaten und Entwicklungsländern bzw. in Gebieten, in denen die Arbeitskraft relativ billig ist (Tabelle 12, mit originalen Berufsbezeichnungen).

Tabelle 12: Personalbedarf auf Abwasserteichanlagen für Länder mit niedrigem Lohnniveau (Originalbezeichnungen, nach Arthur, 1983)

Tätigkeit (in Originalbezeichnung)	10000	25000	50000	100000	250000
Foreman/Supervisor	-	-	1	1	1
Mechanical Engineer / a	-	-	-	1	1
Laboratory Technician / b	-	1	1	1	2
Assistant Foreman	-	1	2	2	2
Labourers	1	2	4	6	10
Driver / c	-	1	1	1	2
Watchman / d	1	1	1	3	5
Summe	2	6	10	15	23
a	Dependent upon amount of mechanical equipment used				
b	Dependent upon existence of laboratory facilities				
c	Dependent upon use of vehicle-towed lawn mowers, etc.				
d	Dependent upon location and amount of equipment used.				

Von Sperling (2005) und Yanez (1993) geben -ebenfalls in Tabellenform- ferner eine Empfehlung für die Strukturierung des Personals in Abhängigkeit der Größe der Teichanlage an (Tabelle 13, ebenfalls mit originalen Berufsbezeichnungen).

Tabelle 13: Personalbedarf auf Abwasserteichanlagen (Originalbezeichnungen, nach Von Sperling, 2005; Yanez, 1993)

Personnel	Pop <=10000 Inhabitants		Pop =20000 - 50000 Inhabitants		Pop > 50000 Inhabitants	
	Facultative Pond	Aerated Pond	Facultative Pond	Aerated Pond	Facultative Pond	Aerated Pond
Administration						
Superintendent engineer	-	-	1/2	1/2	1	1
Secretary	-	-	1/2	1/2	1	1
Assistant	-	-	1	1	1	1
Driver	-	-	1	1	1	1
Operation / maintenance						
Head engineer	1/4	1/4	1/2	1/2	1	1
Chemist	-	-	1/4	1/4	1/2	1/2
Laboratory technician	-	-	1/2	1/2	1	1
Mechanical electrician	-	-	-	1/2	-	1
Operator 8:00 – 16:00 h	1	1	1	1	1	1
Operator 16:00 – 24:00 h	-	-	-	1	1	1
Operator 24:00 – 08:00 h	-	-	-	1	-	1
Hand labourers	2	2	2-5	2-7	6-10	7-12

Die Angaben sind in beiden Datensätzen bezüglich der erforderlichen Art an Arbeitskräften genauer aufgeschlüsselt als das ATV-Arbeitsblatt, bezüglich der Abhängigkeit von der Ausbaugröße sind die Angaben aber deutlich weniger genau als im Arbeitsblatt und erfordern ggf. eine Interpolation. Jocsimovic (2006) gibt dagegen Formeln zur Berechnung des Personalbedarfs in Arbeitsstunden für eine große Palette verschiedener mechanischer und biologischer Verfahren an. Dabei werden auch Formeln für Teichanlagen angegeben. Die Formeln für die Teiche scheinen jedoch in der von Jocsimovic (2006) angegebenen Form sehr unrealistische Werte zu ergeben. So errechnet die angegebene Formel für verschiedene Teichanlagen (Personalbedarf= $4E-11 \cdot PE^2 + 0.00002 \cdot PE$ in [Personenstunden/Monat]; PE = People equivalent) beispielsweise einen Wert von 1 erst bei 56450 PE. Selbst wenn die berechneten Werte als Personalaufwand in Arbeitskräften gesehen werden, anstatt wie angegeben in Personenstunden pro Monat, erscheinen die Werte sehr gering. Von einer Verwendung dieses Formeldatensatzes wurde deswegen abgesehen.

Aggregation der Einzelbewertungen

Für die Werte aus dem ATV Arbeitsblatt gilt, dass die Aggregation durch einfache Aufsummierung der für die einzelnen Module (oder Modulgruppen) ermittelten Arbeitszeiten erfolgen kann. Das Ergebnis ergibt die Anzahl der erforderlichen gesamten Arbeitsstunden pro Monat an. Nach der

Berücksichtigung der länderspezifischen Korrekturfaktoren erhält man das Ergebnis in Arbeitsstunden pro Monat. Wie oben erwähnt, ist dabei zu beachten, dass die Abhängigkeit von der Ausbaugröße erfolgt und nicht von der Auslastung. Dies setzt voraus, dass die Auslastung der Anlage annähernd auch der Ausbaugröße entspricht, also keine nennenswerten Über- oder Unterbelastungen vorliegen. Zudem setzt die Anwendung der Werte einen Betriebsablauf voraus, der sich im Wesentlichen nach der Dienst- und Betriebsanweisung für das Personal von Kläranlagen ATV- A 124 richtet. Ist die notwendige Zahl an einzusetzenden Arbeitskräften erwünscht, so ergibt sich diese aus der ermittelten Anzahl an Arbeitsstunden pro Jahr (Multiplikation mit Faktor 12) und der Normalarbeitszeit pro Mann und Jahr, der länderspezifisch angegeben werden muss. Unabhängig davon ob das Ergebnis in Arbeitsstunden oder in Anzahl an Arbeitskräften erwünscht ist, können die ermittelten Werte aufgrund der oben genannten Punkte nur als ungefähre Anhaltswerte gesehen werden. Obwohl eine quantitative Zahl ermittelt wird, erscheint es deswegen ggf. sinnvoll zu sein, als Ausgabegröße im Toolkit nicht die ermittelte aggregierte quantitative Zahl in Erwägung zu ziehen, sondern vielmehr eine Aufbereitung für eine relative Bewertung der verschiedenen Alternativen. Für eine qualitative Betrachtung können die Werte auch sinnvoll sein, selbst wenn eine quantitative Bewertung kritisch zu sehen ist, da verschiedene Anlagen auf der Grundlage einer gemeinsamen Basis verglichen werden. Für eine qualitative Betrachtung können die berechneten Werte entweder grafisch dargestellt werden oder müssen in eine qualitative Skala transformiert werden. Die Berechnung und Aggregation kann nach wie vor auf die quantitativen Werte bzw. die numerischen Pendanten zurückgreifen. Die Transformation kann dann nach der Aggregation erfolgen und über eine Normalisierung (Tabelle 10) erfolgen. Geht man davon aus, dass eine Berechnung die Tendenzen qualitativ für verschiedene Alternativen abbilden kann, so ist der Forderung nach einem ersten abschätzenden Vergleich zweier Alternativen und den Anforderungen im Toolkit genüge getan.

Erfordert eine Gesamtbetrachtung die Aggregation von Werten für Teiche und für die Werte aus dem Arbeitsblatt, so müssen ferner beide Bewertungen auf eine gemeinsame Einheit gebracht werden. D.h. es muss entweder eine länderspezifische Umrechnung der nach ATV ermittelten Arbeitsstunden in das entsprechende erforderliche Personal erfolgen oder es müssen die Daten der Teiche länderspezifisch in Arbeitsstunden umgerechnet werden. In beiden Fällen ist eine Angabe der länderspezifischen Daten für die Arbeitsstunden nötig. Da die Datenbasis dann aus zwei verschiedenen Quellen besteht, erscheint es besonders ratsam, die ermittelten Werte nur qualitativ zu sehen. Wenn möglich, sollte von einer gemeinsamen Verwendung zweier verschiedener Datenquellen abgesehen werden.

Durch die Berücksichtigung der Ausbaugröße bzw. der zufließenden Fracht in der Formel erfolgt bereits eine Gewichtung eines jeden Moduls in Abhängigkeit des Schlüsselparameters und die Aggregation erfolgt durch einfaches Aufsummieren:

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Personalbedarf	Quantitativ (alternativ Qualitativ über Normierung)	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD}$	(35)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

7.4.3.7 Technologie: Schlammproduktion

Bewertung einzelner Module

Eine Bewertung kann quantitativ über die Betrachtung der Überschussschlammengen erfolgen, die im Gleichungssystem berücksichtigt sind (vgl. Gleichung (3)). Eine diskontinuierliche Schlamm Entfernung, wie es z.B. bei Teichen der Fall sein kann, wird dadurch nicht berücksichtigt. Für eine qualitative Bewertung des Kriteriums stehen in der Literatur ebenfalls Bewertungen zur Verfügung (Tabelle 37 im Anhang). Dies kann z.B. sinnvoll sein, wenn eine erste Abschätzung ohne eine explizite Berechnung der Abbauleistung der Anlagenkonfiguration erfolgen soll.

Aggregation der Einzelbewertungen

Die Aggregation kann durch die quantifizierte Betrachtung durch einfaches Aufsummieren der entsprechenden Überschussschlammengen erfolgen.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Schlammproduktion	Quantitativ	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD}$	(36)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

7.4.3.8 Technologie: Chemikalienbedarf

Bewertung einzelner Module

Das Kriterium soll den Chemikalienbedarf in der Anlage abschätzen. Die Bewertung könnte dabei quantitativ z.B. über die Modellierung der entsprechenden Prozesse innerhalb der Berechnung der vektoriellen Größen erfolgen. Es wurde ein qualitativer Ansatz gewählt um auch nicht explizit berechnete Aspekte mit einzuschließen. Joksimovic (2006) gibt den Chemikalienbedarf für verschiedene biologische Anlagenkomponenten an. Demgegenüber stehen die Bewertungen in Teilprojekt C 2 des Verbundes. Diese unterliegen derzeit noch einer Revision. Für einen abschließenden Bewertungsvorschlag in Teilprojekt C 2 wird auf den entsprechenden Abschlussbericht verwiesen. Es kann dann Sinn machen, die Bewertung ins Toolkit zu übernehmen.

Aggregation der Einzelbewertungen

Neben des einfachen arithmetischen Mittels kann -wenn die Bewertungen spezifisch gemacht werden (z.B. im Teilprojekt C 2)- eine Multiplikation mit dem jeweiligen treibenden Faktor, z.B. der jeweiligen abgebauten Substanz (entsprechend Reinigungsziel) eine Aggregationsart darstellen. Auch hier wird zusätzlich auf die Ergebnisse in Teilprojekt C 2 verwiesen. Es kann sinnvoll sein, die Bewertung ins Toolkit zu übernehmen.

Darüber hinaus kann wie bei allen Kriterien, eine Vorgabe der Gewichtung durch den Anwender sinnvoll sein.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Chemikalienbedarf	qualitativ	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot \Delta^{MOD}$	(37)
		$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD} \cdot \frac{1}{N}$	(38)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

Δ^{MOD} Abbau in Modul j

7.4.3.9 Technologie: Ablaufqualität und Reinigungsleistung

Die Reinigungsleistung der Anlage stellt den technischen Kernaspekt bei der Berechnung und Bewertung dar. Aufgrund des stationären Ansatzes im Toolkit erfolgt eine Berechnung der Reinigungsleistung, bzw. der Qualität des Abflusses nur in Bezug auf Durchschnittswerte. Eine Abschätzung des dynamischen Verhaltens bei Überlast bzw. Spitzen kann nur indirekt erfolgen (für eine überschlägige Abschätzung wurden die Kriterien „Zuverlässigkeit“ und „Adaptionsfähigkeit“ entwickelt).

Die Berechnung der Ablaufqualität erfolgt durch Berechnung der Größen im Abwasservektor, welche durch Lösung des unter Punkt 7.2.3 kurz dargestellten Gleichungssystems bestimmt werden. Nachfolgend werden die Ergebnisse in Bezug auf die Erstellung des Berechnungskonzepts für die Berechnung der Ausgangskonzentrationen eines Moduls kurz beschrieben.

Vorstellung der Modellentwicklung biologischer Reinigungsstufen (Stationärverhalten, Referenzlastfälle, Modellentwicklung)

Für die biologische Reinigungsstufen erfolgte an der TU München eine Modellerstellung entsprechend der angewandten Methodik in Abschnitt 7.4.1. Nachfolgende Beschreibungen sind entsprechend dieser Methodik strukturiert.

Analyse des Stationärverhaltens der dynamischen Modelle

Grundlage für den Vorschlag eines stationären Ansatzes im Projekt sind dynamische Modelle. Die für das Projekt relevanten dynamischen Modelle liegen in der Form eines nichtlinearen Differentialgleichungssystems vor. Die Differentialgleichungen sind im vorliegenden Fall bei Annahme eines voll durchmischten Systems durch den Zulauf und den Ablauf der Stoffe, sowie durch die Transformationsprozesse im Reaktor (Modul) geprägt. Die Änderung der Konzentrationen als Zustandsgrößen im Modell wird dabei sowohl durch Transportprozesse als auch durch Umwandlungsprozesse bestimmt. Der Zulauf wird im Toolkit durch den zulaufenden Abwasservektor beschrieben. Der Ablauf wird durch den ablaufenden Abwasservektor definiert und entspricht in einem voll durchmischten Reaktor gleichzeitig den Konzentrationen im Reaktor. Die Transformationsprozesse sind in den dynamischen Modellen in der Abwasserreinigung durch die Stoffumsatzprozesse (Wachstum, Zerfall, Hydrolyse) beschrieben, die meist nichtlineare kinetische Ausdrücke in Form von Monod-Gleichungen darstellen. Man kann das entstehende System aus gewöhnlichen Differentialgleichungen für jedes voll durchmischte Modul dann darstellen als:

$$\dot{\underline{x}}(t) = \underline{A} \underline{x}(t) + \underline{B} \underline{x}_{zu}(t) + \underline{S} r(\underline{x}, \underline{p}) \quad (39)$$

Dabei bezeichnen

\underline{x} = Vektor der Konzentrationen im Reaktor und im Abfluss (im Toolkit entspricht dies dem abfließenden Abwasservektor ohne den Wasserstrom)

\underline{x}_{zu} = Vektor der Konzentrationen im Zufluss (im Toolkit entspricht dies dem zufließenden Abwasservektor ohne den Wasserstrom)

\underline{A} , \underline{B} = Koeffizientenmatrizen, im vorliegenden Fall gleich $(q/V) \cdot I$ (I =Einheitsmatrix, q = Wasservolumenstrom in und aus dem Reaktor, V =Volumen des Reaktors)

\underline{S} = Stöchiometrische Matrix³

r = Vektor der Prozessraten als Funktion der Konzentrationen im Vektor \underline{x} und der kinetischen Parameter im Parametervektor \underline{p}

Im Gegensatz zur dynamischen Simulation (z.B. um das Verhalten des Abwasserreinigungssystems unter Spitzenbelastungen zu untersuchen), ist im Projekt nicht das dynamische Verhalten des Systems von Interesse. Da von stationären Annahmen ausgegangen wird, interessieren vielmehr die sich einstellenden Stationärzustände. Der Stationärzustand des Differentialgleichungssystem in Gleichung (39) ist dadurch charakterisiert, dass sich der Zustandsvektor (hier die Konzentrationen) nicht mehr verändert. Die Zuflüsse werden in einem stationären Modell ferner als konstant angenommen. Damit gilt:

$$0 = \underline{A} \underline{x}(t^\infty) + \underline{B} \underline{x}_{zu} + \underline{S} r(\underline{x}, \underline{p}) \quad (40)$$

Die Notation $\underline{x}(t^\infty)$ weist dabei auf die Stationärkonzentrationen hin.⁴

Der erste Schritt bei der Entwicklung der stationären Modelle auf Basis der dynamischen Modelle erforderte damit eine Untersuchung der Stationärzustände bzw. des Stationärverhaltens des Systems unter verschiedenen Bedingungen.

Die Berechnung der Konzentrationen im Stationärzustand erfolgt grundsätzlich durch Auflösung des Gleichungssystems (40) das nunmehr kein Differentialgleichungssystem, sondern ein algebraisches Gleichungssystem darstellt. Die Fragestellung nach dem Stationärzustand ist jedoch nicht zwangsläufig trivial. Bei linearen Systemen ist das entstehende algebraische

³ Die Matrix \underline{S} in der Gleichung entspricht der transponierten Stöchiometriematrix, wie sie üblicherweise dargestellt wird. D.h. in \underline{S} der obigen Gleichung entspricht der Koeffizient für eine Konzentration i und einen Prozess j der Position Zeile i und Spalte j

⁴ Da es sich im Projekt um stationäre Modelle handelt, wird im Nachfolgenden nicht immer explizit der Begriff „Stationärkonzentration“, sondern auch der Begriff „Konzentration“ verwendet.

Gleichungssystem naturgemäß linear, im nichtlinearen Fall ist es dann durch nichtlineare Beziehungen geprägt. Da es sich im vorliegenden Fall bei dem Differentialgleichungssystem in Gleichung (39) aufgrund der Ausdrücke für die Stoffumsatzprozesse um ein nichtlineares dynamisches System handelt, kann eine Analyse des Stationärzustandes ein deutlich größeres Augenmerk auf die Charakteristika der Stationärzustände erfordern, als es bei linearen Systemen der Fall ist. Dies ist deswegen von Bedeutung, weil die Charakteristika der Stationärzustände nichtlinearer Systeme deutliche Unterschiede zu linearen Systemen aufweisen können. Während bei linearen Systemen die Stationärzustände im Wesentlichen die Lösungen eines linearen Gleichungssystems darstellen, und deshalb oft routinemäßig untersucht werden können, unterscheidet sich der nichtlineare Fall grundsätzlich dadurch, dass die Stationärzustände Lösungen eines nichtlinearen algebraischen Gleichungssystems sind und die Verteilung der Stationärzustände potentiell weit komplexer als im linearen Fall ist (Luenberger, 1979). Ein nichtlineares System kann keinen, einen oder eine beliebige (endliche oder unendliche) Anzahl von Stationärzuständen in nahezu beliebigen räumlichen Mustern im Zustandsraum aufweisen (Luenberger, 1979). Damit kann eine Charakterisierung der Stationärzustände eines nichtlinearen Systems eine weit komplexere Aufgabenstellung darstellen als im linearen Fall, da insbesondere verschiedene Eigenschaften nichtlinearer Systeme existieren, die eine Anwendung der im Toolkit als Basis für stationäre Berechnungen extrem erschweren können. Dazu gehören z.B. die Veränderung der Zahl und Art der Stationärpunkte bei Änderung eines Parameters oder das Einschwingen auf verschiedene Stationärzustände in Abhängigkeit des Anfangszustandes bei sonst gleichen Bedingungen und Parametern.

Im Rahmen der Analysen wurde zunächst untersucht, ob für die möglichen Rahmenbedingungen ein eindeutiger stationärer Zustand für die einzelnen Module und das zusammengesetzte System existiert bzw. sich einstellt. Obwohl für das Gleichungssystem (40) theoretisch eine Vielzahl an verschiedenen Stationärzuständen (>1000) bei gleichen Rahmenbedingungen existiert, zeigte die Untersuchung, dass für die relevante Modellklasse (dazu gehört das ASM3 und das verwendete Anaerobmodell) für jedes mögliche Szenario (mit konstant angenommenen Zuflüssen) ein eindeutiger (nichtnegativer) Stationärzustand existiert. Dieser ändert sich zwar quantitativ mit verschiedenen Szenarien (Parametersätze, Zuflüsse), die Beziehungen der einzelnen Stationärkonzentrationen zueinander bleiben jedoch unverändert, unabhängig davon welcher Anfangswert bei der dynamischen Simulation vorliegt, welcher Parametersatz verwendet wird und welchen Wert die Zuflüsse haben. Die grundsätzlichen Voraussetzungen für die Anwendung als Basis für ein stationäres Modell erschienen damit erfüllt.

Definition von Referenzlastfällen

Der Modellierungsprozess erfordert typischerweise die Definition eines Datensatzes, anhand dessen die Modellstruktur und die Parameter des Modells kalibriert und überprüft werden können. Die Modellstruktur und Art der Parameter stehen im vorliegenden Fall grundsätzlich fest, da ein bereits existierendes Modell die Basis bildet. Demnach stellt nicht die Neudefinition eines Modells die Aufgabenstellung dar, sondern eine Anpassung des bestehenden Modells. Ziel ist es, ein

Gleichungssystem zu gewinnen, das mit den Anforderungen und der Programmumgebung kompatibel ist, aber die Originalmodelle bezüglich ihres Stationärverhaltens für verschiedene Rahmenbedingungen möglichst gut nachbildet. Aus dieser Zielformulierung ergibt sich bereits eine mögliche Vorgehensweise, die im Projekt verfolgt wurde: Es bietet sich an, die Herleitung der stationären Ansätze nicht auf rein analytischen Überlegungen basieren zu lassen, sondern auf der Grundlage von Berechnungsergebnissen mit den Originalmodellen. Gesucht ist dann ein Modell, welches die relevanten Systemgrößen enthält (die Größen im Abwasservektor) und diese im Ablauf möglichst gut nachbildet. Der Modellierungsprozess stellt so ein klar definiertes Optimierungsproblem dar, dessen Ziel es ist, die Abweichungen der neuen Modelle von den Ergebnissen der Originalmodelle als Gütemaß zu minimieren.

Um eine Abschätzung der Güte der Modellanpassung im Vergleich zum Original durchführen zu können, wurden im Projekt Referenzlastfälle definiert, die sowohl durch verschiedene Parametersätze, als auch durch verschiedene Zulaufkonzentrationen charakterisiert waren. Die Anpassung des Modells erfolgte dann auf Basis der Referenzlastfälle. Die Berechnung der Referenzlastfälle erfolgte durch Simulation mit den originalen dynamischen Modellen (ASM 3 und Anaerobmodell nach Gujer, 1996). Alle Zuflüsse wurden dabei den stationären Annahmen entsprechend als konstant angenommen. Der sich bei der Simulation einstellende Stationärzustand wurde gespeichert und dann für die spätere Modellanpassung verwendet. Ähnlich der Analyse der bereits bestehenden stationären Modelle (Abschnitt 7.4.2.1) wurde eine Vielzahl an Simulationen (je 5000 pro Modell) durchgeführt, wobei sowohl Parameter, als auch Zulaufkonzentrationen zwischen einem minimalen und einem maximalen Wert gleichmäßig verteilt zufallsgeneriert wurden.

Für die Generierung der Werte wurden die in Tabelle 30 und Tabelle 31 (Anhang) aufgeführten Bedingungen zugrunde gelegt. Für die Simulation wurde ein einfaches System, bestehend aus einem Reaktor angenommen, der dann eine Anlagenkomponente innerhalb einer Gesamtanlage repräsentiert. Daraus wurden dann die Modelle für ein belüftetes Becken, ein unbelüftetes Becken und einen Anaerobreaktor entwickelt. Insgesamt wurden so 15000 Referenzsimulationen durchgeführt.

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die anschließende Vereinfachung des Modells anhand der Referenzsimulationen umso allgemeingültiger ist, je repräsentativer die Referenzsimulationen für alle möglichen Szenarien sind, d.h. je größer die Anzahl der Referenzsimulationen ist und je allgemeingültiger die jeweiligen Referenzsimulationen formuliert werden. Obwohl in erster Linie kommunale Anlagen im Projekt eine Rolle spielten, können in einem gekoppelten System, bestehend aus beliebig verschalteten Reaktoren so auch Lastfälle für einen einzelnen Reaktor im System entstehen, die nicht einer typischen kommunalen Abwassereinleitung entsprechen. Es wurde versucht, dies bei der Formulierung der Referenzlastfälle zu berücksichtigen. Gesucht waren in erster Linie angepasste Modelle, deren generelles Modellverhalten den Originalmodellen für möglichst viele potenzielle Szenarien entspricht.

Neben den Zuflussgrößen erfordert die Definition der Lastszenarien eine Definition der Parametersätze im Modell. Das Modell sollte auch hier für möglichst viele potenzielle

Parametersätze, das Verhalten der Originalmodelle gut approximieren. Dies gewährleistet später eine möglichst flexible Handhabung der Modelle und die Anwendung verschiedener Parametersätze für verschiedene Situationen, die sich dann auch an dynamischen Simulationsstudien orientieren können. Die in Tabelle 31 im Anhang dargestellten Rahmenbedingungen für die Parameter in den Referenzlastfällen resultieren aus dem Erfahrungsaustausch mit Teilprojekt C 1.1 (Einsatz und Anpassung anerkannter Simulationsmodelle für verschiedene Klimazonen). Von den Parametern der Originalmodelle, wurden nur die kinetischen Parameter verändert. Die stöchiometrischen Parameter wurden auf Standardwerten belassen. Im Falle des ASM 3 wurden darüber hinaus nicht alle kinetischen Parameter verändert, sondern nur einzelne für die Praxis relevante Parameter. Dieser Umstand lässt sich damit begründen, dass bei Simulationsstudien in der Regel nicht alle kinetischen Parameter einer Kalibrierung unterliegen, sondern vielmehr nur einzelne typische Parameter, eine Rolle spielen (s. Wichern, 2009). Alle anderen Parameter können in der Regel auf ihrem Standardwert belassen werden. Die für Laien zunächst abschreckende hohe Komplexität der Dynamischen Modelle auch in Bezug auf die Parameter wird durch diesen Sachverhalt bereits abgemildert.

Modellentwicklung

Auf Basis der oben beschriebenen Referenzsimulationen wurde eine Modellanpassung der dynamischen Modelle vorgenommen. Grundsätzliches Ziel war es, ein Gleichungssystem zu gewinnen, das mit den in Abschnitt 7.2 definierten Rahmenbedingungen für das Toolkit kompatibel ist. Gesucht war damit ein System, welches auf den im Abwasservektor definierten Größen basiert und das Stationärverhalten der dynamischen Modelle bezüglich der relevanten Systemgrößen (also die Größen im Abwasservektor) möglichst gut nachbildet. Die gewählte Vorgehensweise im Projekt ähnelt dabei dem Verfahren von Lohmann (1994) für die Ordnungsreduktion nichtlinearer dynamischer Systeme. Dennoch ergaben sich im vorliegenden Fall einige Unterschiede bei der Vorgehensweise und bei den entstehenden Gleichungen, da das Augenmerk einzig auf dem Stationärverhalten der Modelle lag. Die im Projekt verfolgte Methodik soll nachfolgend deswegen kurz dargestellt werden.

Betrachtet man das Problem zunächst nur für die oben beschriebenen Referenzsimulationen, so kann dieses Problem mathematisch z.B. in Form eines Optimierungsproblems im Sinne der kleinsten Fehlerquadrate ausgedrückt werden:

$$J_1 = \left\| \underline{X}_{\text{Vektor}} - \tilde{\underline{X}}_{\text{Vektor}} \right\|_2 = \min \quad (41)$$

J_1 = Gütemaß

$\underline{X}_{\text{Vektor}}$ = Matrix der mit dem Originalmodell simulierten Stationärkonzentrationen im

Abwasservektor

$\tilde{\underline{X}}_{\text{vektor}}$ = Matrix der mit dem neuen Modell simulierten Stationärkonzentrationen im Abwasservektor

Betrachtet man die Referenzsimulationen als repräsentativ für das Stationärverhalten der Modelle unter verschiedenen Rahmenbedingungen, so sollte man grundsätzlich davon ausgehen können, dass die Güte der Anpassung auch für andere Lastfälle und Parameterkombinationen generell nicht stark abweicht.

Um das Minimierungsproblem (41) zu lösen, kann z.B. eine Anpassung der Matrizen \underline{A} , \underline{B} und \underline{S} in Gleichung (40) erfolgen:

$$J_1 = \left\| \begin{bmatrix} \tilde{\underline{A}}, \tilde{\underline{B}}, \tilde{\underline{S}} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \underline{X}_{\text{vektor}}^T, \underline{X}_{\text{zu}}^T, \underline{P}^T \end{bmatrix}^T \right\|_2 = \min \quad (42)$$

wobei

J_1 = Gütemaß

$\tilde{\underline{A}}, \tilde{\underline{B}}, \tilde{\underline{S}}$ = durch die Optimierung angepasste Matrizen \underline{A} , \underline{B} und \underline{S}

$\underline{X}_{\text{vektor}}, \underline{X}_{\text{zu}}, \underline{P}$ = Matrizen für die Konzentrationen und Zuflüsse entsprechend der Referenzsimulationen sowie der kinetischen Prozesse

Die Matrizen $\underline{X}_{\text{vektor}}, \underline{X}_{\text{zu}}, \underline{P}$ ergeben sich dabei aus den Referenzsimulationen. Insbesondere muss hierzu \underline{P} durch Berechnung der Vektoren \underline{r} für jede der Referenzsimulationen bestimmt werden. Der Vektor \underline{x} in Gleichung (40) besteht in Bezug auf \underline{r} jetzt aus den Abwasservektoriellen Größen und den restlichen Größen $\underline{x}_{\text{Rest}}$, die zwar im Originalmodell vorhanden sind, im neuen Modell aber nicht mehr enthalten sein sollen. Somit muss $\underline{r}(\underline{x}_{\text{vektor}}, \tilde{\underline{x}}_{\text{Rest}}, \underline{p})$ für jede Referenzsimulation bestimmt und daraus die Matrix \underline{P} zusammengesetzt werden. Dazu werden die kinetischen Prozesse im Vektor \underline{r} durch Einsetzen der im Vektor enthaltenen Konzentrationen ($\underline{x}_{\text{vektor}}$) und der restlichen angenäherten Konzentrationen ($\tilde{\underline{x}}_{\text{Rest}}$) berechnet und in der Matrix \underline{P} gespeichert. Die Annäherung der Konzentrationen $\tilde{\underline{x}}_{\text{Rest}}$ erfolgt dabei wie weiter unten näher beschrieben.

Vereinfacht dargestellt ergibt sich

$$J_1 = \| \underline{E} \underline{M} \|_2 = \min \quad (43)$$

mit

$$\underline{E} = [\tilde{\underline{A}}, \tilde{\underline{B}}, \tilde{\underline{S}}]$$

$$\underline{M} = [\underline{X}_{\text{Vektor}}^T, \underline{X}_{\text{zu}}^T, \underline{P}^T]^T$$

Dadurch entsteht ein angepasstes Gleichungssystem

(44)

$$0 = \tilde{\underline{A}} \underline{x}_{\text{Vektor}} + \tilde{\underline{B}} \underline{x}_{\text{zu}} + \tilde{\underline{S}} \underline{r}(\underline{W} \underline{g}(\underline{x}_{\text{Vektor}}, \underline{x}_{\text{zu}}, \underline{p}), \underline{p}) + \underline{d}$$

mit

$\tilde{\underline{A}}, \tilde{\underline{B}}, \tilde{\underline{S}}$ = durch die Optimierung angepasste Matrizen $\underline{A}, \underline{B}$ und \underline{S}

$\underline{x}_{\text{Vektor}}, \underline{x}_{\text{zu}}, \underline{r}$ = Vektoren für die Stationärkonzentrationen im Abwasservektor, Zuflüsse und kinetischen Prozesse

$\underline{W} \underline{g}(\underline{x}_{\text{Vektor}}, \underline{x}_{\text{zu}}, \underline{p}) = \tilde{\underline{x}}_{\text{rest}}$ = Vektor der Konzentrationen ausserhalb des Abwasservektors (Beschreibung s. unten)

\underline{d} = Gleichungsfehler

Die Lösung des Minimierungsproblems (43) führt dazu, dass der Fehlervektor \underline{d} für die Anpassung der Referenzsimulationen im Sinne der kleinsten Fehlerquadrate bezogen auf die Gesamtheit der Referenzsimulationen minimal wird und bei geeigneter Wahl der Referenzsimulationen auch für weitere Simulationen zu einer guten Approximation führen sollte. Dennoch ist der Fehlervektor \underline{d} bei der späteren Anwendung und Lösung des Gleichungssystems nicht bekannt und führt dann zu entsprechenden Fehlern bei der Berechnung der Konzentrationen $\underline{x}_{\text{Vektor}}$:

$$\tilde{\underline{x}}_{\text{Vektor}} = -\tilde{\underline{A}}^{-1} (\tilde{\underline{B}} \underline{x}_{\text{zu}} + \tilde{\underline{S}} \underline{r}(\hat{\underline{x}}_{\text{Rest}}, \tilde{\underline{x}}_{\text{Vektor}}, \underline{p})) \quad (45)$$

$\tilde{\underline{A}}, \tilde{\underline{B}}, \tilde{\underline{S}}$ = durch die Optimierung angepasste Matrizen $\underline{A}, \underline{B}$ und \underline{S}

$\tilde{\underline{x}}_{\text{Vektor}}, \underline{x}_{\text{zu}}, \underline{r}$ = Vektoren für die berechneten Stationärkonzentrationen im Abwasservektor, Zuflüsse und kinetischen Prozesse

\hat{x}_{Rest} = Vektor der approximierten Werte für die im Gleichungssystem unerwünschten Konzentrationen: $\hat{x}_{\text{Rest}} = \underline{W} \cdot \underline{g}(\tilde{x}_{\text{Vektor}}, x_{\text{zu}}, \underline{p})$

$\tilde{\underline{A}}$, $\tilde{\underline{B}}$, $\tilde{\underline{S}}$ stehen im obigen Gleichungssystem anstatt der Originalmatrizen \underline{A} , \underline{B} , und \underline{S} . Die nicht nullwertigen Koeffizienten der stöchiometrischen Matrix, sowie die Koeffizienten in den Matrizen \underline{A} und \underline{B} (q/V) in Gleichung (39) bzw (40) können im Gleichungssystem (45) auch erhalten bleiben, wenn man sie bei der Optimierung in die Matrix \underline{M} aufnimmt. In diesem Fall stellen alle Elemente der Matrizen $\tilde{\underline{A}}$, $\tilde{\underline{B}}$, $\tilde{\underline{S}}$ die Originalausdrücke mit entsprechenden davor gestellten Faktoren dar. Elemente, die in den originalen Matrizen Null sind, sind nach der Optimierung in der Regel nur dann ebenfalls Null, wenn entsprechende Nebenbedingungen formuliert sind.

Die Anpassung der originalen Systemmatrizen \underline{A} , \underline{B} und \underline{S} ist grundsätzlich als kritischer Schritt zu sehen, da bei der Optimierung darauf geachtet werden muss, dass relevante stationäre Eigenschaften des Originalsystems erhalten bleiben. Das betrifft z.B. die Eindeutigkeit des Stationärzustands, da bei einer Anpassung der Koeffizientenmatrizen diese Eigenschaft verloren gehen kann wenn nicht darauf geachtet wird, dass dies nicht eintritt. Die Lösung des Gleichungssystems (45) kann in diesem Fall dann z.B. durch mehrere mögliche nichtnegative Lösungen charakterisiert sein. Dies kann es nötig machen, bei der Optimierung Nebenbedingungen zu formulieren. Das Optimierungsproblem in Gleichung (43) stellt dann ein Optimierungsproblem unter Nebenbedingungen dar. Grundsätzlich können dabei sowohl Gleichungsnebenbedingungen, als auch Ungleichungsnebenbedingungen nötig sein. Da die Optimierung der Parameter in \underline{E} zeilenweise unabhängig voneinander erfolgt, kann dazu auch jede Konzentration einzeln optimiert werden. Damit stehen dann auch für Ungleichungsnebenbedingungen entsprechende Algorithmen zur Lösung des Optimierungsproblems zur Verfügung (z.B. MATLAB, 2008)

Zur Aufstellung der Nebenbedingungen können die Erkenntnisse aus der vorangegangenen Analyse des Stationärverhaltens herangezogen werden. Ferner können Nebenbedingungen auch so formuliert werden, dass einzelne Faktoren in den neuen Matrizen $\tilde{\underline{A}}$, $\tilde{\underline{B}}$, $\tilde{\underline{S}}$ den Originalausdrücken in \underline{A} , \underline{B} und \underline{S} des Originalsystems entsprechen, was z.B. im Sinne der biologischen Interpretierbarkeit Sinn machen kann.

Die Optimierung erfordert die Aufstellung der Matrix \underline{P} . Da in den nichtlinearen Termen (kinetische Prozesse) des Originalsystems auch Konzentrationen enthalten sein können, die im neuen Modell im Vektor $\underline{x}_{\text{Vektor}}$ bzw $\tilde{x}_{\text{Vektor}}$ nicht mehr vorhanden sein sollen, müssen diese Konzentrationen durch Ausdrücke ersetzt werden, die nur noch die im neuen System erwünschten Größen beinhalten. In der Gleichung (44) ist dies durch $\underline{W} \cdot \underline{g}(\underline{x}_{\text{Vektor}}, x_{\text{zu}}, \underline{p})$ beschrieben. Man kann diese unerwünschten Konzentrationen dafür z.B. ebenfalls aus einer Optimierung im Sinne der kleinsten Fehlerquadrate aus den erwünschten Konzentrationen ableiten:

$$J_2 = \left\| \underline{X}_{Rest} - \tilde{\underline{X}}_{Rest} \right\|_2 = \min \quad (46)$$

J_2 = Gütemaß (Summe der kleinsten Fehlerquadrate)

\underline{X}_{Rest} = Matrix der mit dem Originalmodell simulierten (unerwünschten) Konzentrationen außerhalb des Abwasservektors

$\tilde{\underline{X}}_{Rest}$ = Matrix der approximierten (unerwünschten) Konzentrationen

Man kann dieses Problem z.B. so umformulieren, das sich ergibt:

$$J_2 = \left\| \underline{X}_{Rest} - \underline{W} \underline{G} \right\|_2 = \min \quad (47)$$

Die Optimierung führt dann zu einer Anpassung der Matrix \underline{W} . \underline{G} repräsentiert dabei eine Matrix, die zusammengesetzt ist aus $\underline{g}(\tilde{\underline{x}}_{Vektor}, \underline{x}_{zu}, \underline{p})$ und aus den jeweiligen Referenzsimulationen bestimmt werden muss. Entsteht $\tilde{\underline{X}}_{Rest}$ aus einer einfachen linearen Beziehung in Abhängigkeit des Zuflusses und Abflussvektors, setzt sich $\underline{g}(\tilde{\underline{x}}_{Vektor}, \underline{x}_{zu}, \underline{p})$ einfach durch die Vektoren $[\tilde{\underline{x}}_{Vektor}^T, \underline{x}_{zu}^T, \underline{p}^T]^T$ zusammen und die Matrix \underline{W} repräsentiert die Koeffizienten einer Linearkombination aus Zufluss, Konzentrationen im Abwasservektor und Parametern zur Berechnung der restlichen Konzentrationen. Neben einer linearen Abhängigkeit über die Anpassung $\underline{W} [\tilde{\underline{x}}_{Vektor}^T, \underline{x}_{zu}^T, \underline{p}^T]^T$ ist es darüber hinaus denkbar, zur Approximation der unerwünschten Konzentrationen nichtlineare Ausdrücke mit oder ohne Berücksichtigung der kinetischen Parameter zugrunde zu legen, die dann \underline{g} repräsentieren. Grundsätzlich sollte aber darauf geachtet werden, die Komplexität der Ausdrücke nicht unnötig zu erhöhen. Darüber hinaus ist auch die Wahl der Approximation der unerwünschten Konzentrationen, wie auch die Optimierung über J_1 , ein kritischer Schritt, bei dem darauf geachtet werden muss, dass das Verhalten des Systems nicht nur quantitativ, sondern auch qualitativ dem Originalsystem entspricht (auch hier spielt z.B. wieder die Existenz eines eindeutigen Stationärzustands eine Rolle). Da im vorliegenden Fall die Modelle auf Massenbilanzen beruhen, kann durch eine Beziehung der Form $\underline{W} [\tilde{\underline{x}}_{Vektor}^T, \underline{x}_{zu}^T]^T$ auch die Massenbilanz berücksichtigt werden. \underline{W} repräsentiert dann die entsprechenden Faktoren für die Massenbilanz.

Die Optimierung über J_2 stellt im Sinne der Minimierung von J_1 eine suboptimale Lösung dar. In Anbetracht des Aufwands für eine alternative iterative Optimierung erscheint der Ansatz aber gerechtfertigt (Lohmann, 1994). Eine gemeinsame Optimierung von J_1 und J_2 , so dass J_2 kein suboptimales Optimierungsproblem mehr darstellt, wäre z.B. über einen genetischen Algorithmus denkbar. In diesem Falle können dann auch Koeffizienten innerhalb der nichtlinearen Ausdrücke für die Optimierung zur Verfügung stehen. Dennoch führt eine einfache Anpassung der Matrix \underline{W} und eine anschließende Optimierung der Matrix \underline{E} im Sinne der kleinsten Fehlerquadrate

wesentlich schneller zu einer Lösung, die darüber hinaus das tatsächliche Minimum des (suboptimalen) Optimierungsproblems im Sinne der kleinsten Fehlerquadrate darstellt, während dies z.B. bei einem Genetischen Algorithmus nicht zwangsläufig gewährleistet ist.

Die oben kurz erläuterten Gleichungen stellen die grundsätzliche Vorgehensweise bei der Anpassung der Modelle dar. Im Folgenden sollen die entsprechenden resultierenden Ergebnisse kurz dargestellt werden. Im Anhang des Berichts sind zusätzlich die Matrizen und die Modelle noch einmal genauer erläutert.

Modellierung von Anaerobreaktoren

Mathematische Modelle, die den anaeroben Abbau beschreiben, liegen in großer Zahl vor. Im Rahmen einer Literaturstudie von Prause (1997) wurden etwa 70 Modelle zusammengestellt und hinsichtlich der betrachteten Verfahrenstechnik gegliedert. Die größte Anzahl Modelle wurde für voll durchmischte Reaktoren entwickelt. Daneben liegen Modelle für Wirbelschicht-, UASB-, Festbett- und Hybridreaktoren sowie für andere zweistufige Verfahrenstechniken vor. Nachteile der Modelle sind oft die Vielzahl der nötigen Eingangsgrößen und die begrenzte Anwendbarkeit der Modelle auf andere Verfahrensweisen oder Substrate (Wichern, 2009). Weitgehend unbeantwortet ist dabei auch die Frage, wie detailliert die eingesetzten Modelle in der Anaerobtechnik sein müssen, um qualitativ hochwertige Ergebnisse zu erzielen, da Modelle mit geringem Detailgrad oft Ergebnisse ähnlicher Qualität liefern, wie sie komplexe Ansätze hervorbringen (Wichern, 2009).

Das von der IWA-Task-Group on Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes veröffentlichte Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM 1, BATSTONE et al., 2002) wurde mit dem Ziel entwickelt, ein vereinheitlichtes strukturiertes Modell bereitzustellen, das nach erfolgreicher Kalibrierung auch für die Prozesssteuerung von Anlagen eingesetzt werden kann. Dementsprechend handelt es sich bei dem ADM 1 um ein hochkomplexes Modell, das durch 19 biochemische Stoffumwandlungsprozesse und 24 Stoffparameter charakterisiert ist. Aufgrund seines hohen internationalen Stellenwertes stellt das ADM 1 grundsätzlich eine interessante Basis für das Toolkit dar. Dennoch ist die Komplexität des Modells noch deutlich höher als die des ASM 3. Für die Betrachtungen im Toolkit-Projekt spielen nicht dynamische Aspekte, sondern rein stationäre Betrachtungen eine Rolle. Modellziele wie eine Prozesssteuerung, die die hohe Komplexität des Modells rechtfertigen, sind für die Anwendung im Toolkit nicht von Interesse. Da das Toolkit in erster Linie in den ersten Planungsschritten angewandt werden soll, ist ein einfacher Ansatz mit wenigen Parametern erstrebenswert. Für die Erstellung des Prototypen wurde deshalb zunächst ein einfacherer Modellansatz (Gujer, 1996) als Basismodell ausgewählt, der durch eine deutlich geringere Komplexität gekennzeichnet ist und somit die Handhabung im Toolkit und die Anpassung deutlich erleichtert. Die Einbindung einer vereinfachten und neu entwickelten ADM1-Variante in das Toolkit erfordert deutlich mehr Aufwand bei der Modellerstellung und kann deswegen für zukünftige Erweiterungen des Prototypen angedacht werden, wenn sich die derzeitigen Modellkonzepte bewährt haben.

In dem verwendeten Anaerobmodell (Gujer, 1996) werden vereinfachend diejenigen mikrobiologischen Prozesse berücksichtigt, bei denen zu erwarten ist, dass sie die Leistung des Reaktors limitieren können:

- Hydrolyse, direkt mit den Produkten Wasserstoff und Azetat
- Wachstum und Zerfall von Azetatspaltenden Organismen
- Wachstum und Zerfall von Wasserstoff oxidierenden Organismen

Die stöchiometrische Matrix, sowie die Prozessmatrix des Originalmodells sind in Tabelle 32 und Tabelle 33 im Anhang zu finden. Als Stoffgruppen sind im Modell abbaubare partikuläre organische Substrate (Xs^*)⁵, Azetat spaltende Organismen (X_{AZ}), Wasserstoff spaltende Organismen (X_{H_2}), Methan (S_{Me}), Azetat (S_{AZ}) Wasserstoff (S_{H_2}), Ammonium (S_{NH}) und Bikarbonat (S_{HC}) enthalten. Aus dieser Aufstellung sind die Diskrepanzen zum definierten Abwasservektor im Toolkit bereits ersichtlich. Pendants haben nur die Größen S_{HC} , S_{NH} und Xs^* . Alle anderen Größen müssen entsprechend konvertiert werden.

Methan, Wasserstoff, die Azetatspaltenden und Wasserstoffoxidierenden Organismen werden im Zulauf zum Reaktor zu Null angenommen. Für die Referenzsimulationen muss ein zusätzlicher Zulauf für Azetat angenommen werden, der als Fraktion von S_S interpretiert werden kann. Azetat wurde im Sinne der Referenzsimulationen dafür mit minimal 5% und maximal 20% des homogenisierten CSB angenommen. Um das Modell in Bezug auf den Abwasservektor kompatibel zu machen, müssen die Größen X_{AZ} , X_{H_2} , S_{Me} , S_{AZ} und S_{H_2} im Ablauf des Reaktors in entsprechende Größen des Abwasservektors konvertiert werden. X_{AZ} und X_{H_2} werden dafür im Ablauf als schwer abbaubare partikuläre Substanzen Xs angenommen. S_{Me} , S_{AZ} und S_{H_2} werden in Ss konvertiert. Erweitert man das Originalmodell um die beiden Stoffe Ss und Xs des Abwasservektors, so erhält man ein Differentialgleichungssystem mit 10 statt 8 Zustandsvariablen. Um die Durchgängigkeit des Vektors zu erreichen, wird im Ablauf ebenfalls gesetzt

$$Xs = X_{AZ} + X_{H_2} + Xs^* \quad (48)$$

und

$$Ss = S_{Me} + S_{AZ} + S_{H_2} + Ss^* \quad (49)$$

Für den Zulauf macht diese Umwandlung für Xs keinen großen Unterschied, sofern davon ausgegangen wird, dass die Konzentrationen der Organismen im Zulauf zum Reaktor annähernd

⁵ Xs^* stellt im Modell abbaubare partikuläre Substrate dar, wie im Abwasservektor auch. Die Notation „ Xs^* “ erfolgt hier, um zwischen der Größe im Originalmodell und der angepassten Größe Xs zu unterscheiden (s. weiter unten im Text).

Null sind. Die Größe S_s ist im Zulauf dagegen durch die vier Fraktionen in Gleichung (49) charakterisiert, wobei S_{H_2} und S_{Me} ebenfalls als Null angenommen werden.

Will man Konsistenz zwischen Modell, Vektor im Zufluss und Vektor im Abfluss erreichen, so sind Zustandsvariablen des Originalmodells auch im Reaktor (und im Modell) in die neuen Zustandsgrößen zu konvertieren. Die partikulären Stoffe im Reaktor sind dann durch X_s charakterisiert und nicht mehr durch X_s^* . Ebenso sind S_{AZ} und S_{H_2} dann durch S_s charakterisiert. Dies erschwert zwar die biologische Anschaulichkeit des Modells, bewirkt aber im mathematischen Sinne die Durchgängigkeit von Zulaufvektor, Modell und Ablaufvektor. Aufgabe ist es dann, das Modell so anzupassen, dass das neue umgeformte Modell annähernd die gleichen Ergebnisse oder ähnlich gute Ergebnisse liefert wie das Originalmodell. Eine mögliche Vorgehensweise wurde bereits oben dargestellt. Dabei entspricht der Vektor \underline{x}_{Vektor} aus dem die Matrix \underline{X}_{Vektor} in Gleichung (41) zusammengesetzt ist, den jeweiligen Stationärwerten der Stoffgrößen X_s , S_s , S_{NH} und S_{HC} aus den Referenzsimulationen. Die restlichen Konzentrationen des Originalmodells entsprechen den Größen im Vektor \underline{x}_{Rest} . Da diese Größen aber die kinetischen Prozesse beeinflussen müssen sie durch im Modell bekannte Größen approximiert werden. Sind für weitere Überlegungen bei der Bewertung eines Konzeptes die Größen der anderen Stoffgrößen von Interesse (dies wird z.B. für die Methanproduktion der Fall sein), so können diese nach einer Simulation über den berechneten Vektor $\tilde{\underline{x}}_{Vektor}$ angenähert bestimmt werden. Da das Originalmodell auf einer Massenbilanz beruht und die Stoffe X_s^* , X_{AZ} , X_{H_2} , S_{Me} , S_{AZ} und S_{H_2} durch X_s und S_s ersetzt werden, stellen sie Fraktionen der neuen Stoffe X_s und S_s dar. Durch die Bestimmung von X_s^* , X_{AZ} , X_{H_2} , S_{Me} , S_{AZ} wird somit die Fraktionierung von X_s und S_s im Ablauf bestimmt. Das so erstellte Modell stellt die Flüssige Phase im Reaktor dar ohne den Gasaustausch mit dem Headspace zu berücksichtigen. Dies muss dann durch eine entsprechende Nachschaltung eines einfachen Moduls repräsentiert werden, das aus den Größen im ablaufenden Abwasservektor den Gasaustausch berechnet und dann im weiteren Ablauf S_s entsprechend reduziert. Dafür muss aus den berechneten Größen der Flüssigkeitsphase die Approximation der Fraktion von S_{ME} in S_s erfolgen und anschließend die Gasausstrippung berechnet werden.

Geht man nach oben beschriebener Vorgehensweise bei der Anpassung vor, kann als Resultat das angepasste Modell (für die Flüssigkeitsphase) dann durch das Gleichungssystem in Gleichung (45) dargestellt werden:

$$\tilde{\underline{x}}_{Vektor} = -\tilde{\underline{A}}^{-1} (\tilde{\underline{B}} \underline{x}_{Zu} + \tilde{\underline{S}} r(\hat{\underline{x}}_{Rest}, \tilde{\underline{x}}_{Vektor}, \underline{p}))$$

Für die Approximation einer jeden Komponente i im Vektor $\hat{\underline{x}}_{Rest}$ wurde gesetzt

$$\hat{x}_{Rest,i} = e_{X1} \cdot \underline{X}_{Vektor} \cdot (e_{X2} \cdot \underline{W}_2 \cdot [c, \underline{X}_{Vektor}^T, \underline{X}_{Zu}^T, (V/q) \cdot \underline{X}_{Zu}^T \otimes \underline{p}^T])^{-1} \cdot e_i \cdot \underline{W} \cdot [c, \underline{X}_{Vektor}^T, \underline{X}_{Zu}^T, (V/q) \cdot \underline{X}_{Zu}^T \otimes \underline{p}^T]^T$$

$$\tilde{\underline{A}} = \underline{A} = -(q/V) \cdot \underline{1}$$

$$\tilde{\underline{B}} = \underline{B} = (q/V) \cdot \underline{1}$$

$\tilde{\underline{S}}$ = Stöchiometriematrix des neuen Modells

q = Zufluss [m³/d]

V = Volumen [m³]

\underline{X}_{Vektor} , \underline{X}_{Zu} , $\underline{1}$ = Vektoren für die Stationärkonzentrationen im Abwasservektor, Zuflüsse und kinetischen Prozesse

\underline{W} , \underline{W}_2 = Matrizen zur Berechnung der Linearkombinationen zur Annäherung der Fraktionen

\underline{p} = Vektor der kinetischen Parameter

$e_{i, X1, X2}$ = Zeilenvektoren zur Auswahl der i-ten Konzentration

c = Konstante = 1

Der Ausdruck in der Gleichung für die Berechnung der Konzentrationen in \hat{x}_{Rest} wirkt auf den ersten Blick kompliziert, stellt aber lediglich einen Bruch dar, der sowohl im Nenner, als auch im Zähler einfache Lineare Kombinationen enthält und mit X_s oder S_s multipliziert wird. Der Bruch stellt dabei eine Annäherung der Fraktion von X_s bzw S_s dar, welche die Fraktion der jeweiligen Konzentration in \hat{x}_{Rest} abschätzt. So wird für jede Konzentration, die aus dem Gleichungssystem entfernt wird, deren Fraktion in S_s oder X_s abschätzend berechnet. Die Matrizen $\tilde{\underline{A}}$ und $\tilde{\underline{B}}$ in obiger Gleichung entsprechen den Matrizen in dem um X_s und S_s erweiterten originalen Differentialgleichungssystem. Mit Ausnahme derjenigen Zeile im Gleichungssystem, die S_s entspricht, welche die Einträge so enthält, dass sie die Gleichung für die CSB-Bilanz erfüllt. Die Matrix $\tilde{\underline{S}}$ hat die Form der Stöchiometriematrix im erweiterten originalen Differentialgleichungssystem für die Zeilen, die im Differentialgleichungssystem den Konzentrationen X_s , S_{NH} und S_{ALK} im Abwasservektor entsprechen. Alle anderen Zeilen enthalten nur Nullen.

Das so entstehende Modell wurde mit den 5000 Referenzszenarios beaufschlagt und in MATLAB (MATLAB, 2008) simuliert. Dabei wurde das System als dynamisches System betrachtet und mit einem numerischen Differentialgleichungslöser gelöst. Da es sich um ein stationäres Modell handelt, interessierte dabei nur der sich einstellende Stationärzustand. Alternativ wäre die Verwendung anderer numerischer Lösungsverfahren zur Lösung nichtlinearer Gleichungssysteme denkbar. Eine generelle Diskussion verschiedener numerischer Lösungsverfahren im Toolkit

erfolgt im Abschlussbericht zu Teilbericht C 3.2. Als Alternative wird auch dort ein Differentialgleichungslöser zur Lösung des Gleichungssystems besprochen.

Die Berechnungsergebnisse sind für die 4 Zustandsvariablen X_S , S_S , S_{NH} und $S_{HC} = S_{ALK}$ für 50 zufällig ausgewählte Szenarien aus den insgesamt 5000 Referenzlastfällen dargestellt und den original berechneten Werten der Referenzsimulationen gegenübergestellt (Abbildung 16 bis Abbildung 19).

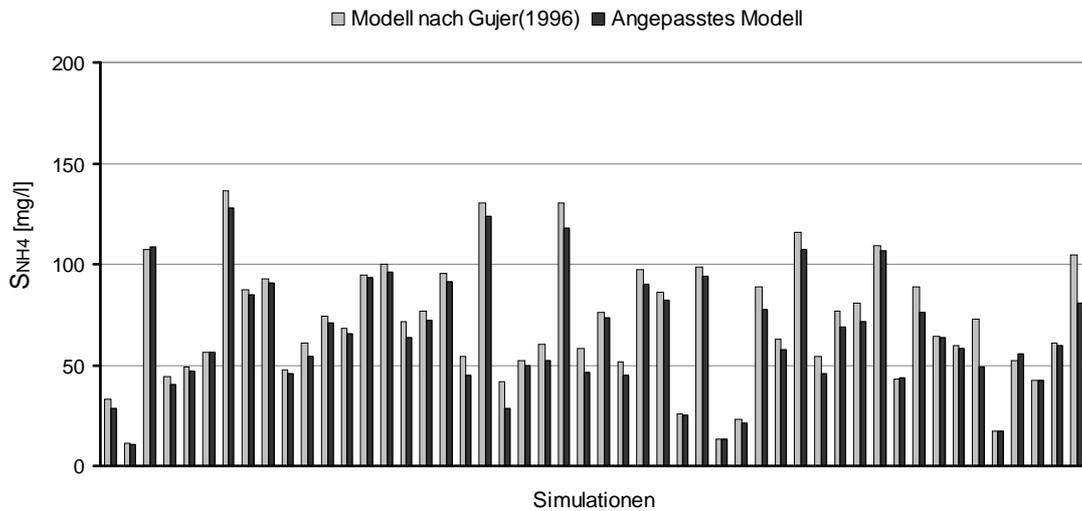


Abbildung 16: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell vor Anpassung der Modellparameter (S_{NH4})

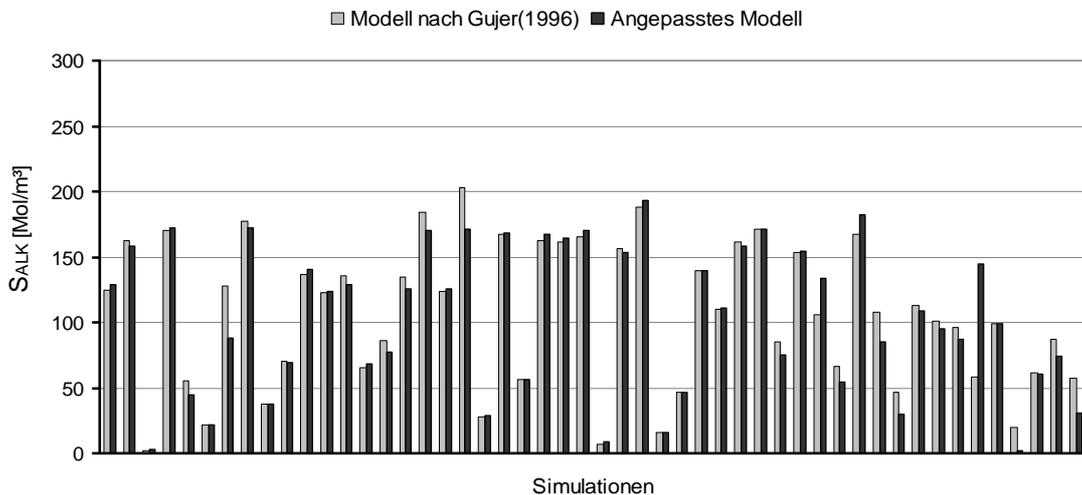


Abbildung 17: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell vor Anpassung der Modellparameter (S_{ALK})

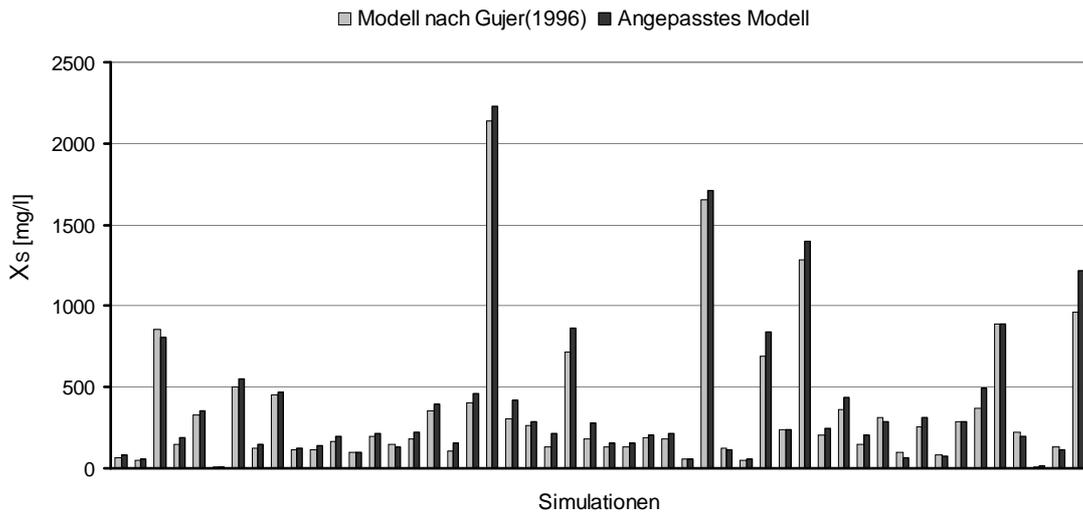


Abbildung 18: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell vor Anpassung der Modellparameter (X_s)

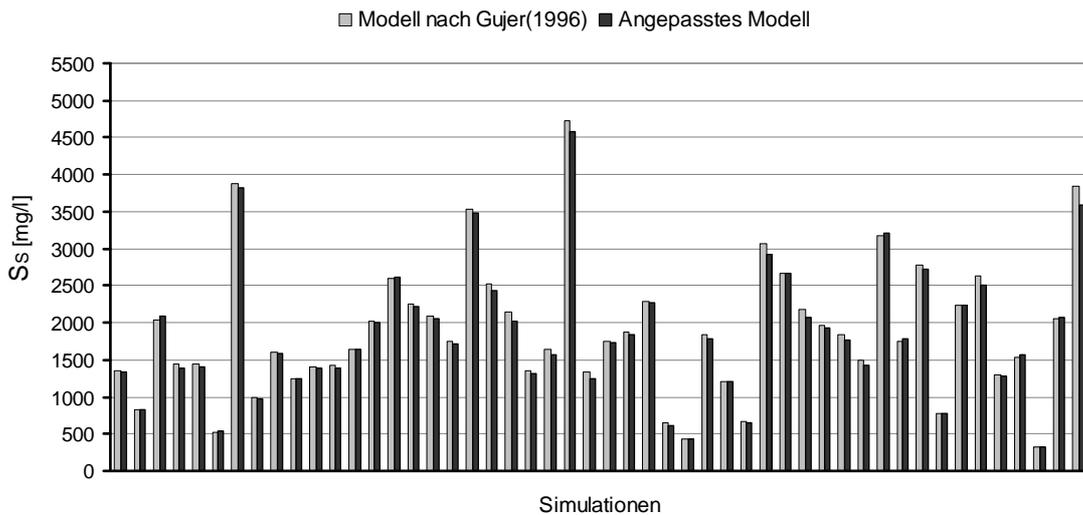


Abbildung 19: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell vor Anpassung der Modellparameter (S_s)

Die Diagramme zeigen nur 1% der gesamten Referenzsimulationen. Untenstehende Abbildung zeigt die Ergebnisse für S_s zu allen Referenzsimulationen (Abbildung 20). Die beiden roten Linien kennzeichnen dabei die 10%-Abweichungsschranken.⁶

⁶ Die entsprechenden Diagramme für alle Simulationen in Bezug auf die Ergebnisse nach der Kalibrierung sind im Anhang zu finden.

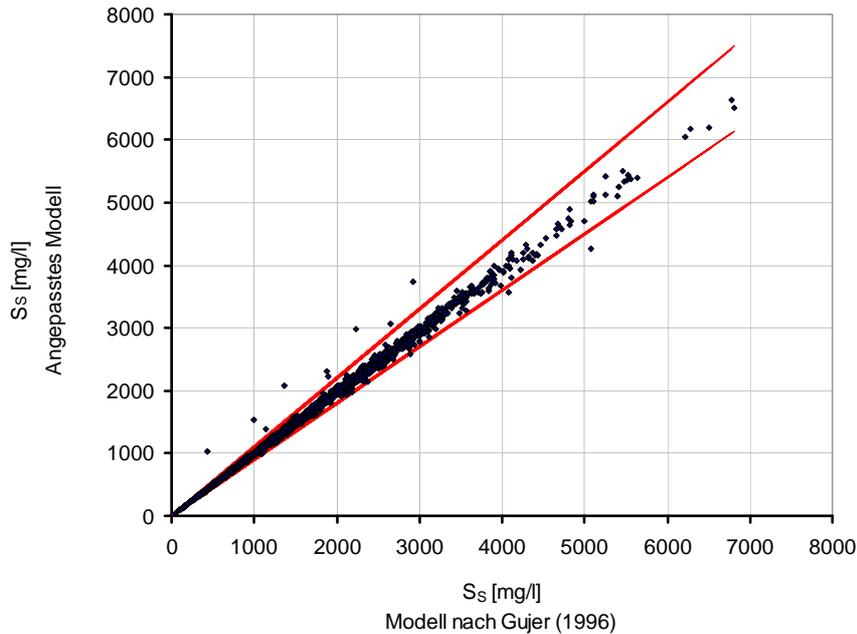


Abbildung 20: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_S vor Anpassung der Koeffizienten

Die Werte in den Diagrammen resultieren aus den Referenzsimulationen, die möglichst allgemein definiert wurden und sollen gewährleisten, dass das Modellverhalten des Originalmodells durch das angepasste Modell für möglichst viele Szenarien gut approximiert wird. Ziel war es, das Modell so anzupassen, dass es das Stationärverhalten des Originalmodells möglichst gut abbildet. Untypische Werte in den Berechnungsergebnissen sollen deswegen nicht verwirren. Die Vorgehensweise kann generell äquivalent für eingeschränktere Bereiche (Parameter und/oder Zulaufkonzentrationen) durchgeführt werden. Die Konzentrationen für S_S erscheinen sehr hoch, beinhalten in der Darstellung aber auch Methan, da das Modell zunächst nur die Flüssigphase abbildet und der Gasaustausch aus den so berechneten Größen abgeschätzt werden muss. Eine Abschätzung des Methananteils im Ablauf kann nach Berechnung der Größen im Abwasservektor z.B. über Gleichung (50) erfolgen und daraus nachgeschaltet der Gasaustausch abgeschätzt werden.

Wie aus den Beispielsimulationen zu sehen ist, zeigen die Berechnungsergebnisse für die 50 dargestellten Lastfälle für S_{NH} , X_S und S_S gute Übereinstimmungen mit dem Original, obwohl das neue Modell nur noch 2 der 8 Größen aus dem Originalmodell enthält. Mit den zwei zusätzlichen Größen X_S und S_S enthält das Modell so 4 Größen, wurde somit um mehr als die Hälfte der Zustandsvariablen reduziert und zeigt dennoch für S_{NH} , X_S und S_S in den Abbildungen die Tendenzen durchwegs richtig auf. Die (relativen) Abweichungen für S_{ALK} sind zwar teilweise höher, insgesamt aber für die dargestellten Fälle dennoch als gut zu bezeichnen.

Die Ergebnisse stellen die Berechnung nach der Modellerstellung ohne Anpassung der Koeffizienten in den Matrizen \tilde{A} , \tilde{B} und \tilde{S} dar (Modellparameter). Die Ergebnisse nach Anpassung der Matrizen entsprechend Gleichung (43) sind im Abschnitt zur Kalibrierung der Modellparameter beschrieben. Einzelne Simulationen verursachten bei den verwendeten numerischen

Einstellungen zur Lösung des Gleichungssystems numerische Probleme bei der Lösung. Da in diesen Fällen keine Lösung des Gleichungssystems erfolgte, wurden sie nicht in den obigen Diagrammen und den Abbildungen im Anhang berücksichtigt. Bei den in diesem Kapitel beschriebenen Simulationen lag deren Anzahl im Bereich von ca 1 ‰ und kann deswegen vernachlässigt werden.

Modellierung von Belebungsanlagen

In der Siedlungswasserwirtschaft besteht die größte Erfahrung bei der Modellierung in der Abbildung der biologischen Aktivität in Belebungsanlagen (Wichern, 2009). Bereits Anfang der 80er Jahre wurden erste Modelle entwickelt, die dann zur Entwicklung des Activated Sludge Model No. 1 (Henze et. al., 1987) führten. Diese Entwicklung resultierte dann letztendlich in dem Modell ASM 3, das 1999 von der IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment (Gujer et al., 1999) publiziert wurde.

Auch für die stationären Modelle zur Berechnung des unbelüfteten und belüfteten Beckens wurde im Toolkit das ASM 3 ausgewählt. Das Modell besteht aus 12 Stoffen, die über 12 Prozesse umgesetzt werden. Anders als im ASM 1 (Henze et al. 1987) berücksichtigt das ASM3 auch die Speicherung organischer Substrate in der Biomasse, was besonders bei der Modellierung von Blähschlamm, aber auch für die vermehrte biologische Phosphorelimination von Bedeutung ist. Aufgrund des hohen Bekanntheitsgrades dieses Modellansatzes wird auf eine weitere Darstellung der Prozesse und Modellmatrizen verzichtet.

Das inhaltliche Konzept des Abwasservektors im Toolkit lehnt sich bereits an die Definition der Stoffgrößen der Belebtschlammmodelle der IWA an. Dies erleichtert die Anwendung des Modells als Basis deutlich und ermöglicht zudem einen externen Austausch der Berechnungsergebnisse mit dynamischen Modellen. Sowohl im Toolkit, als auch im ASM3 wird unterschieden zwischen gelösten und partikulären Stoffen, um den Feststoffgehalt modellieren zu können. Dabei haben die meisten Toolkit Fraktionen eine exakte Entsprechung im ASM 3. Im ASM3 werden im Zulauf der Anlage Biomassefraktionen vereinbart. Dies ist im Toolkit nicht der Fall. Daher ist für die Schnittstelle ein Anteil des schwer abbaubaren CSB (X_S) als Biomassefraktion zu definieren.

Ähnlich den Ausführungen bei der Anpassung des Anaerobmodells werden die Größen X_A , X_{STO} und X_H im Ablauf des Beckens in eine entsprechende Größe des Abwasservektors konvertiert. X_A , X_{STO} und X_H werden dafür im Ablauf als schwer abbaubare partikuläre Substanzen X_S angenommen. X_A , X_{STO} und X_H stellen dann Fraktionen von X_S dar. Wie im Falle des Anaerobreaktors wird damit die ursprüngliche Größe X_S im Modell nach der Anpassung als Fraktion der neuen Größe X_S angesehen (X_S des Originalmodells wird im Nachfolgenden deshalb mit X_S^* bezeichnet). X_S im neuen Modell besteht damit aus den 4 Fraktionen X_A , X_{STO} , X_H und X_S^* . Um die Durchgängigkeit des Vektors zu erreichen, wird deshalb für den Zulaufvektor und den Ablaufvektor gesetzt:

$$X_s = X_{s^*} + X_H + X_{STO} + X_A \quad (51)$$

Für den Zulauf der Kläranlage macht diese Umwandlung für X_s keinen sehr großen Unterschied, da die Biomassefraktionen ohnehin niedrig sind. Im Zulauf zum unbelüfteten und belüfteten Becken innerhalb einer Anlage dies nicht der Fall, weshalb den Fraktionen durchaus Bedeutung zukommt. Will man ferner Konsistenz zwischen Modell, Zuflussvektor und Abflussvektor erreichen, müssen die Zustandsvariablen des Originalmodells auch im Belebungsbeckenmodell in die neuen Zustandsgrößen konvertiert werden. Wie auch im Falle des Anaerobmodells erschwert dies zwar die biologische Anschaulichkeit des Modells, bewirkt aber im mathematischen Sinne Durchgängigkeit von Zulaufvektor, Modell und Ablaufvektor. Die Stoffumsatzprozesse bleiben grundsätzlich die Selben. Anstelle der Stoffgruppen X_{s^*} , X_H , X_{STO} und X_A stehen dann Ausdrücke zur Approximation dieser Stoffe entsprechend Gleichung (50). Ferner besteht für die Sauerstoffkonzentration S_{O_2} die Möglichkeit, diese als Zustandsgröße oder als konstanten Parameter zu betrachten. Wird die Sauerstoffkonzentration im belüfteten Becken als Zustandsgröße gesehen, so muss sie wie die anderen Größen berechnet werden. Zur Berechnung müssen dann die entsprechenden Parameter für die Belüftung vorgegeben werden. Alternativ kann die Sauerstoffkonzentration vorgegeben werden. Sie stellt dann bei der stationären Simulation keine Zustandsvariable, sondern einen Eingabeparameter dar. Äquivalent kann im unbelüfteten Becken die Sauerstoffkonzentration entweder berechnet werden (S_{O_2} als Zustandsgröße) oder aber gleich Null gesetzt werden. Bei der Modellerstellung wurden beide Fälle berücksichtigt. Im Falle des unbelüfteten Beckens ergaben sich bei einer Betrachtung von S_{O_2} als Zustandsvariable im Modell zwar bessere Ergebnisse als bei einem Nullsetzen der Sauerstoffkonzentration, allerdings ergibt sich im letzteren Fall ein Modell, das um eine weitere Zustandsvariable reduziert ist. Da auch im definierten Abwasservektor S_{O_2} nicht definiert ist, wurde im Weiteren Sauerstoff im Modell nicht als Zustandsvariable, sondern als Eingabeparameter (im belüfteten Fall) angesehen, bzw. als 0 angenommen (im unbelüfteten Fall).

Wieder muss das Modell so angepasst werden, dass das neue umgeformte Modell ähnlich gute Ergebnisse liefert wie das Originalmodell. Die Vorgehensweise entspricht dabei grundsätzlich den Schritten beim Anaerobmodell. Auch hier können über den berechneten Vektor $\tilde{x}_{\text{vektor}}$ die im neuen Modell vernachlässigten restlichen Konzentrationen des Originalmodells angenähert bestimmt werden. Damit wird die Fraktionierung von X_s im ablaufenden Abwasservektor bestimmt. Die Ergebnisse aus der Anpassung des Modells sind in Abbildung 21 bis Abbildung 41 für jeweils 50 zufällig ausgewählte Simulationen der insgesamt je 5000 Referenzsimulationen für belüftetes und unbelüftetes Becken dargestellt und den mit dem Originalmodell berechneten Werten gegenübergestellt.⁷ Sowohl die Fälle in denen S_{O_2} als Zustandsvariable gesehen wird, als auch die Fälle in denen die Annahme $S_{O_2} = 0$ gilt, sind im unbelüfteten Fall dargestellt.

⁷ Die Konzentration der inerten gelösten Stoffe S_I ist nicht dargestellt, da bei den gegebenen stöchiometrischen Koeffizienten mit $f_{SI} = 0$ keine kinetischen Prozesse Einfluss auf S_I ausüben und somit S_I im Zulauf gleich S_I im Ablauf ist.

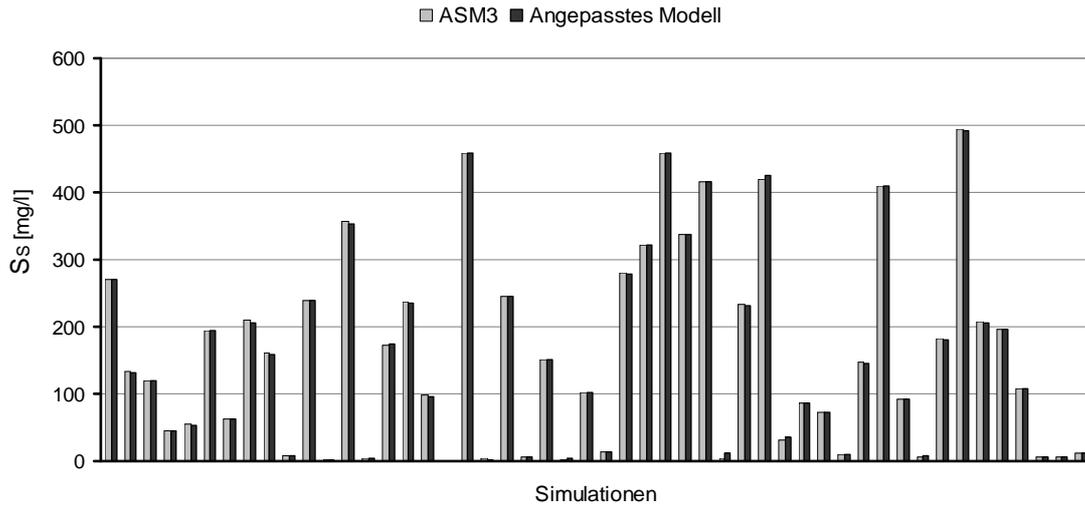


Abbildung 21: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_s)

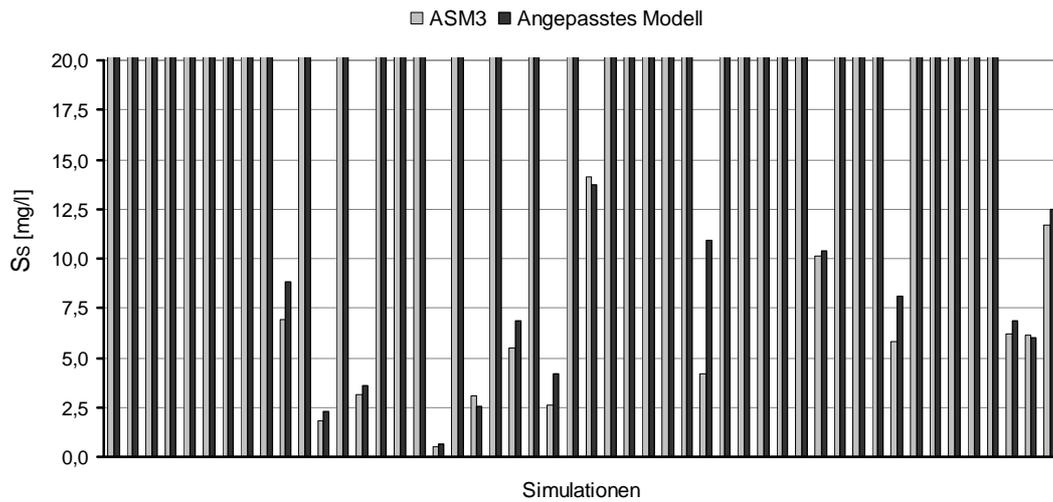


Abbildung 22: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_s). Dargestellt für die niedrigen Konzentrationen

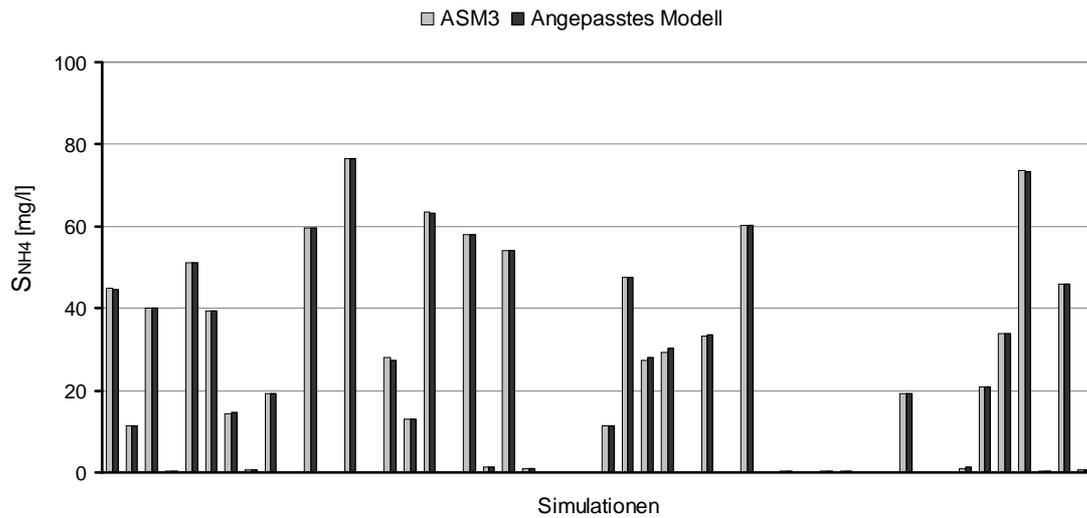


Abbildung 23: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NH4})

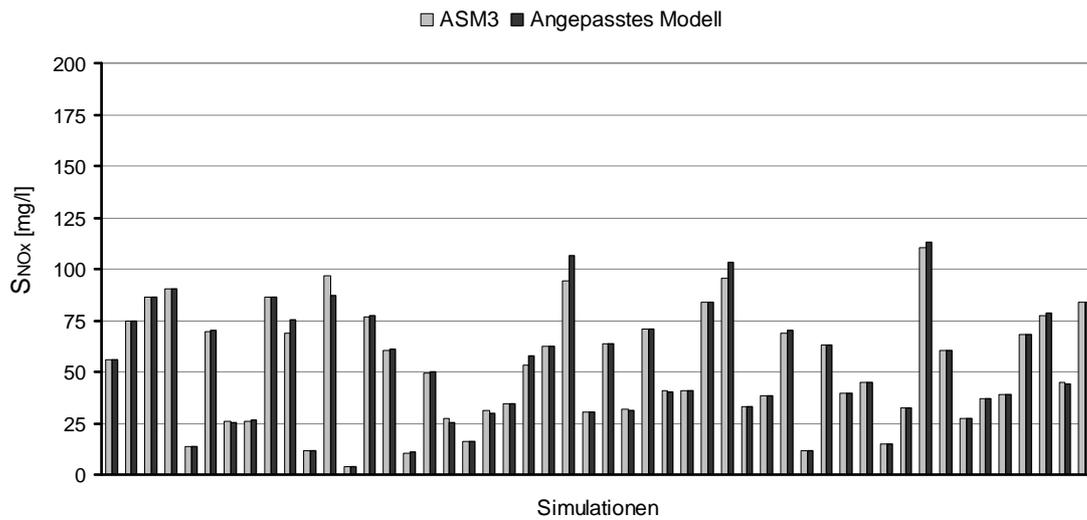


Abbildung 24: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NOx})

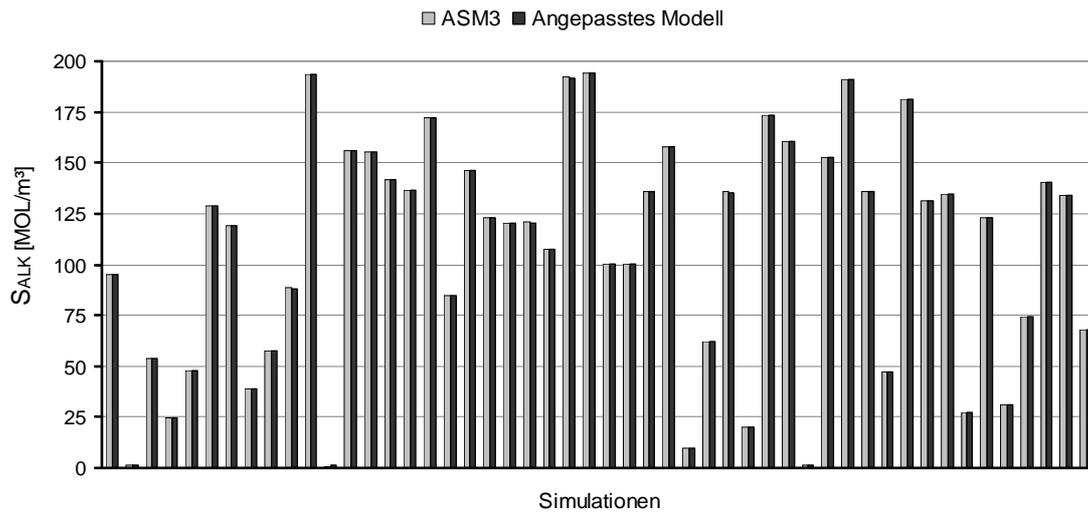


Abbildung 25: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{ALK})

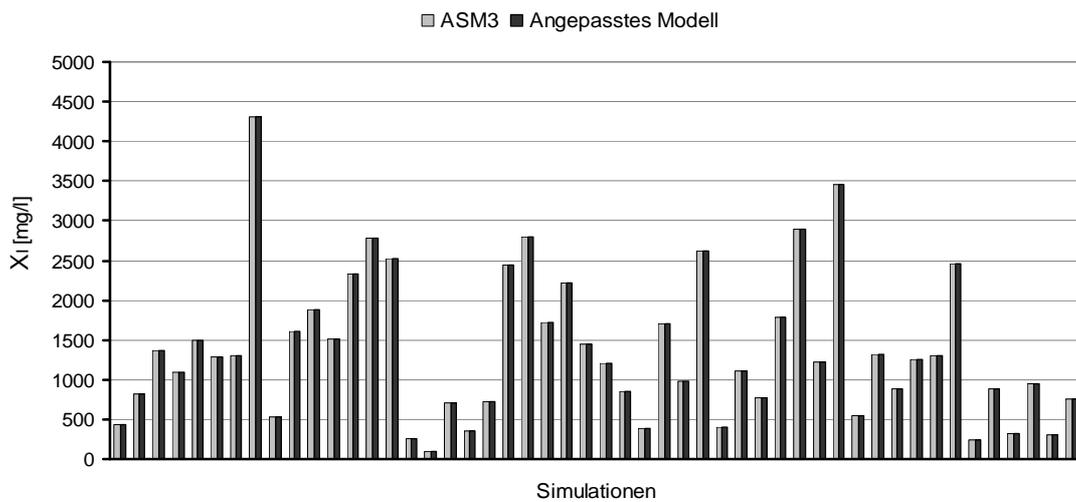


Abbildung 26: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_i)

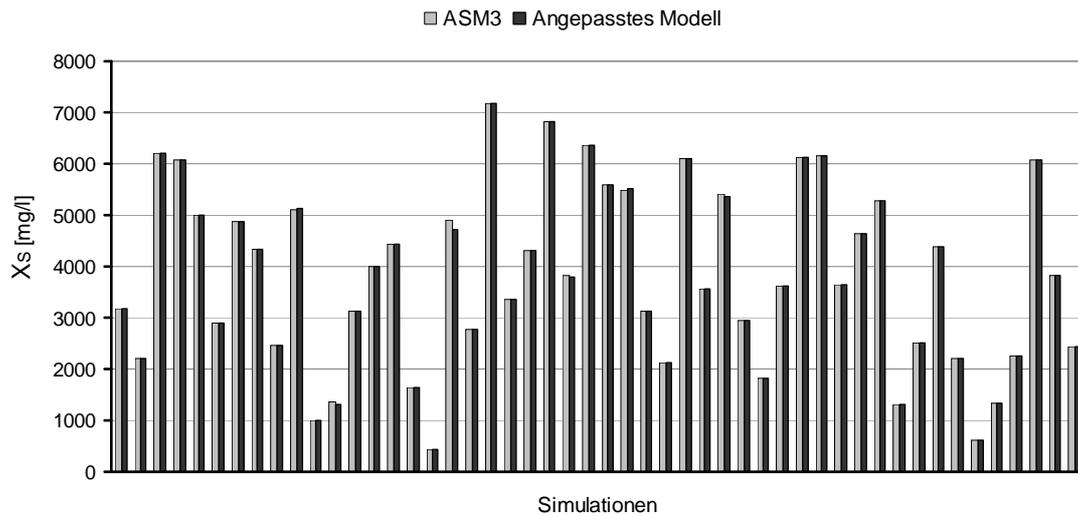


Abbildung 27: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_s)

Die Ergebnisse für den belüfteten Fall zeigen sehr gute bis gute Ergebnisse. Auch die niedrigen Konzentrationen werden in den meisten Fällen sehr gut getroffen. Eine Ausnahme bildet S_s für das einzelne Ausreißer auch bei den niedrigen Konzentrationen existieren, während für S_{NOX} die Ausreißer in den Abbildungen bei den höheren Konzentrationen vorliegen.

Die Ergebnisse für das unbelüftete Becken sind ebenfalls sehr gut. Auch hier existieren für S_s einzelne Ausreißer. Wenngleich die Ergebnisse schlechter ausfallen, wenn S_{O_2} nicht berechnet wird, sondern die O_2 -Konzentration als Null angenommen wird, so wird aus oben genanntem Grund dennoch zunächst dieses Modell herangezogen.

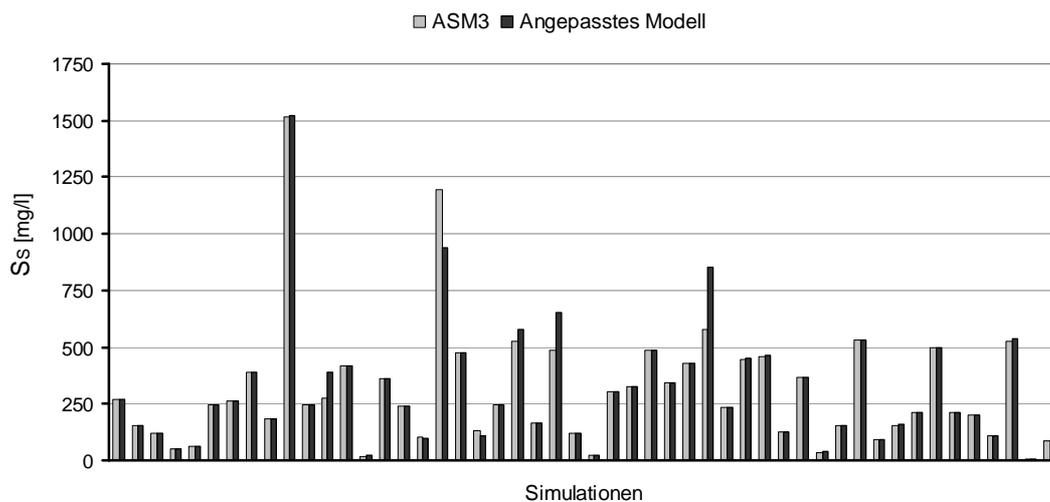


Abbildung 28: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_s). S_{O_2} ist Zustandsvariable

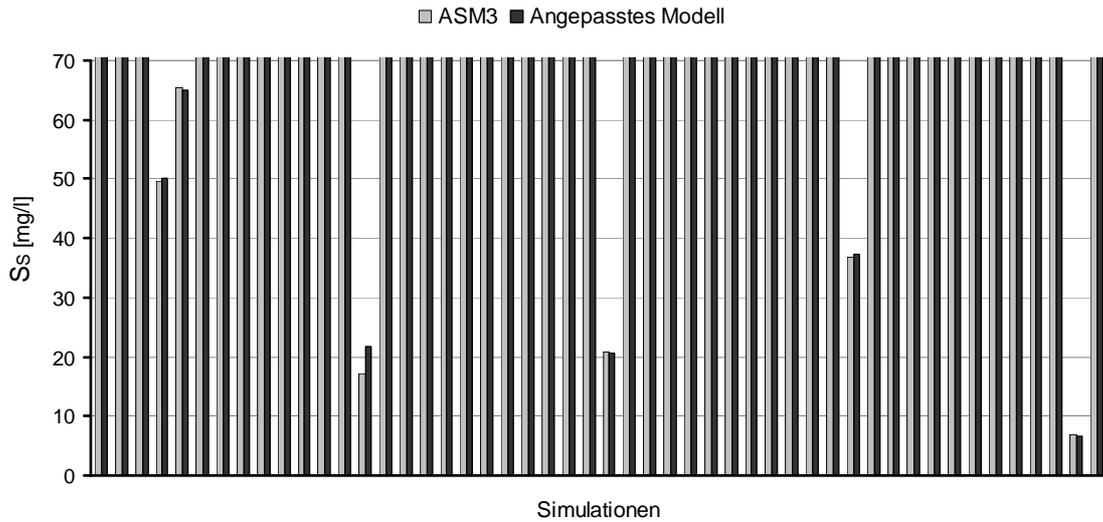


Abbildung 29: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_s). S_{O_2} ist Zustandsvariable. Dargestellt für die niedrigen Konzentrationen

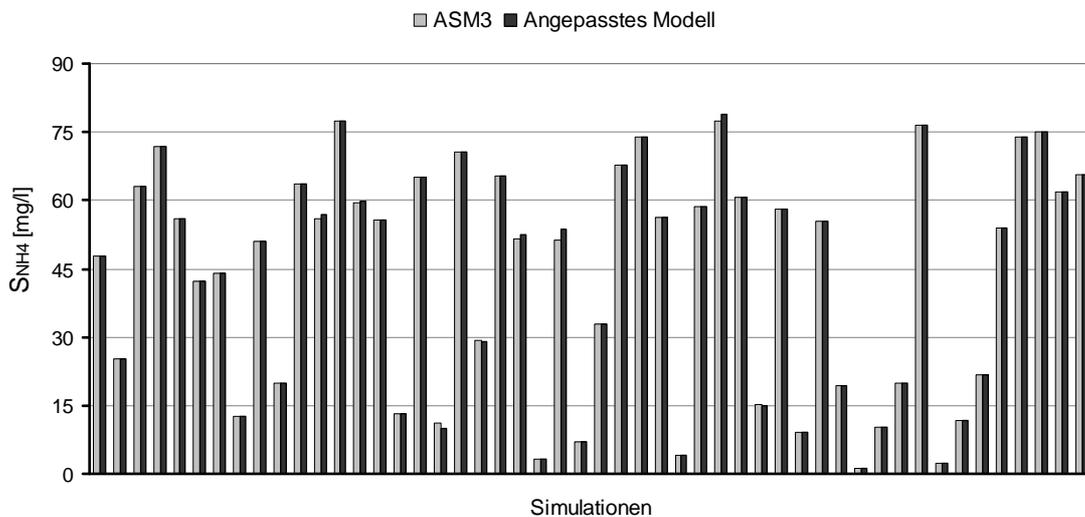


Abbildung 30: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NH_4}). S_{O_2} ist Zustandsvariable

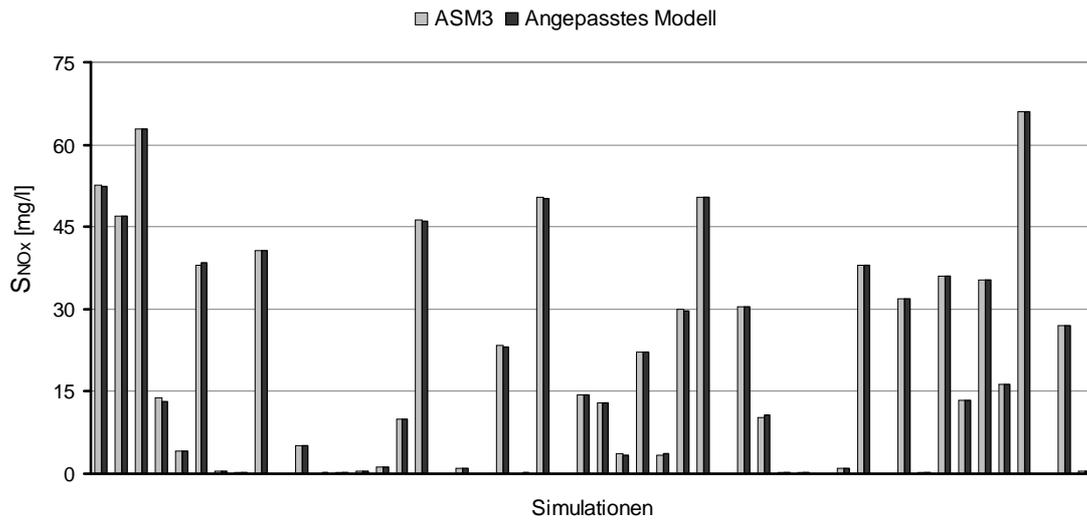


Abbildung 31: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NOx}). S_{O_2} ist Zustandsvariable

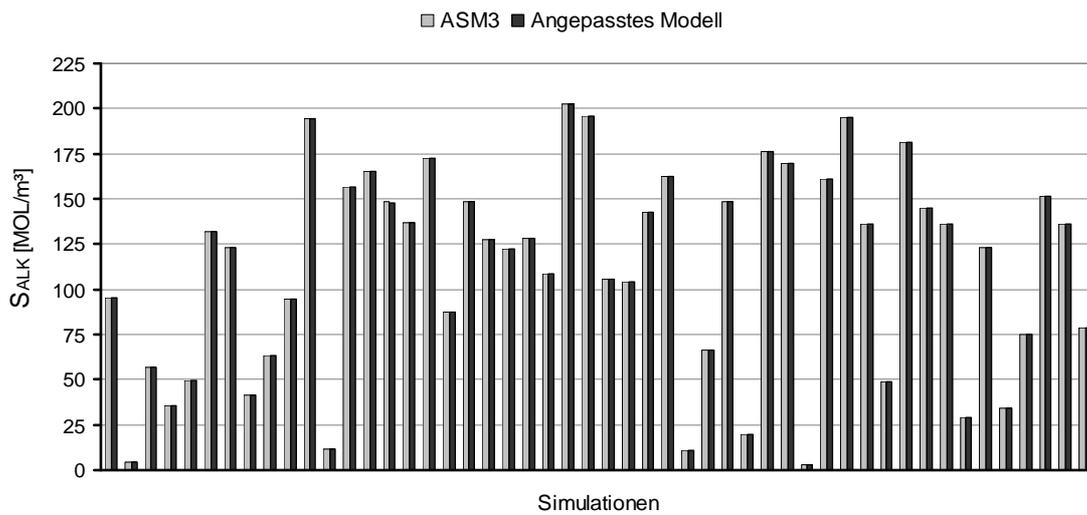


Abbildung 32: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{ALK}). S_{O_2} ist Zustandsvariable

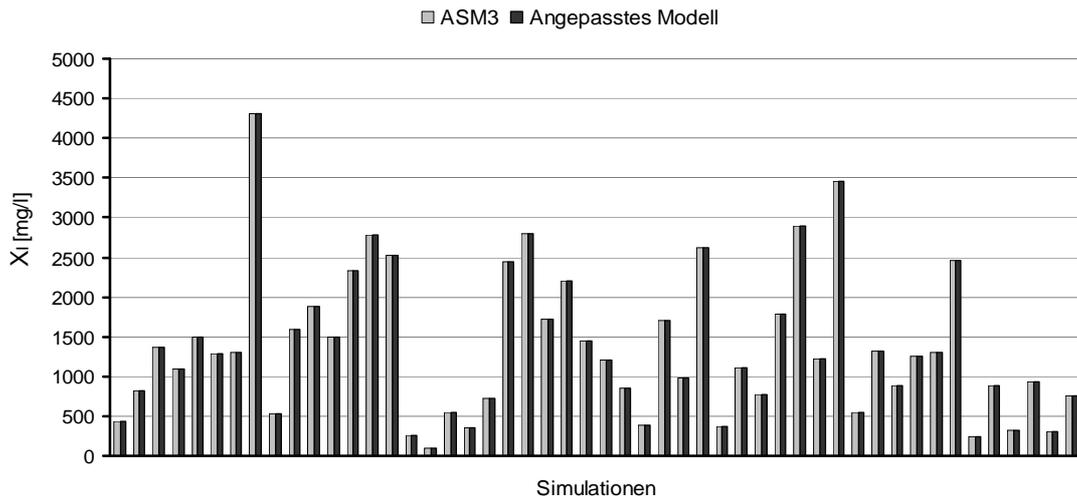


Abbildung 33: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_1). S_{O_2} ist Zustandsvariable

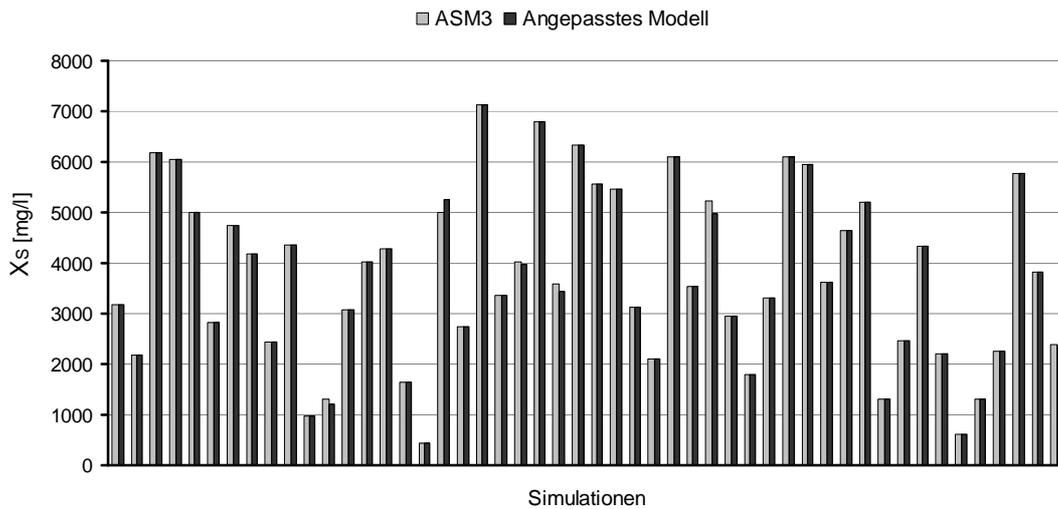


Abbildung 34: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_s). S_{O_2} ist Zustandsvariable

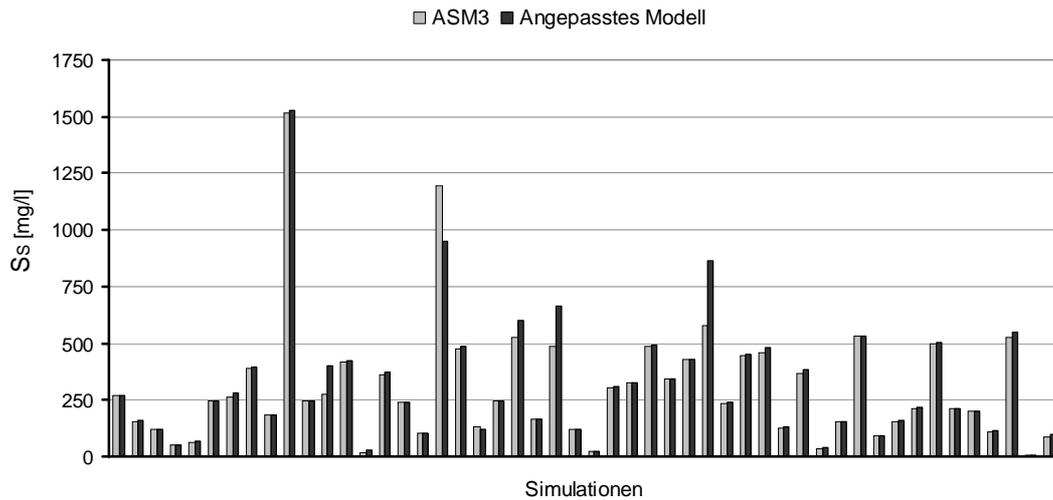


Abbildung 35: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_s). $S_{O_2} = 0$

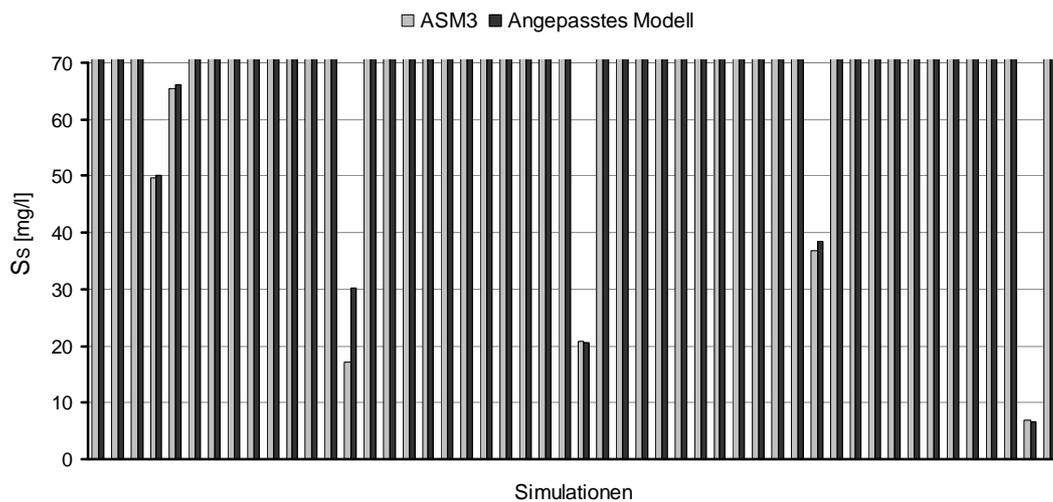


Abbildung 36: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_s). $S_{O_2} = 0$. Dargestellt für die niedrigen Konzentrationen

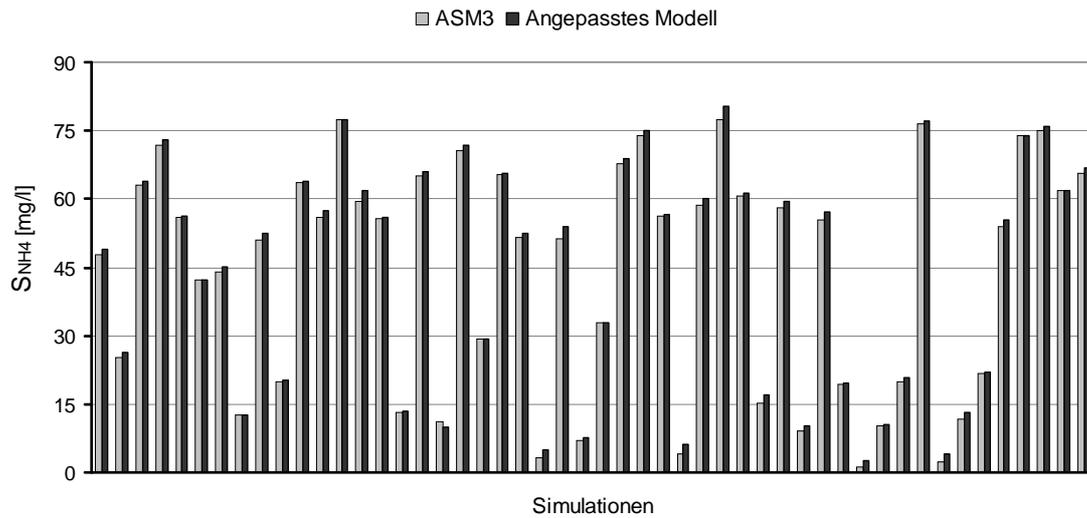


Abbildung 37: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NH4}). $S_{O2} = 0$

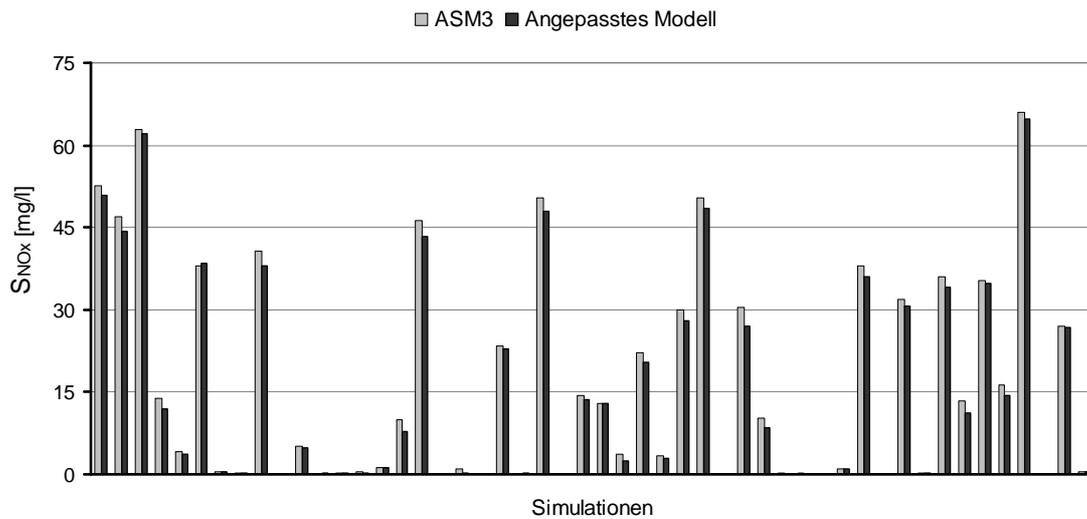


Abbildung 38: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{NOx}). $S_{O2} = 0$

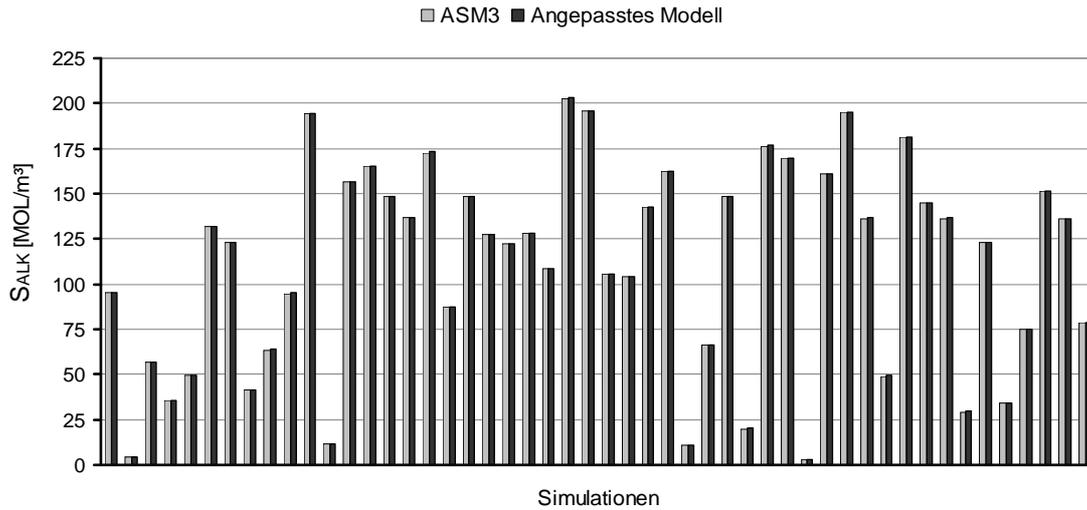


Abbildung 39: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (S_{ALK}). $S_{O_2} = 0$

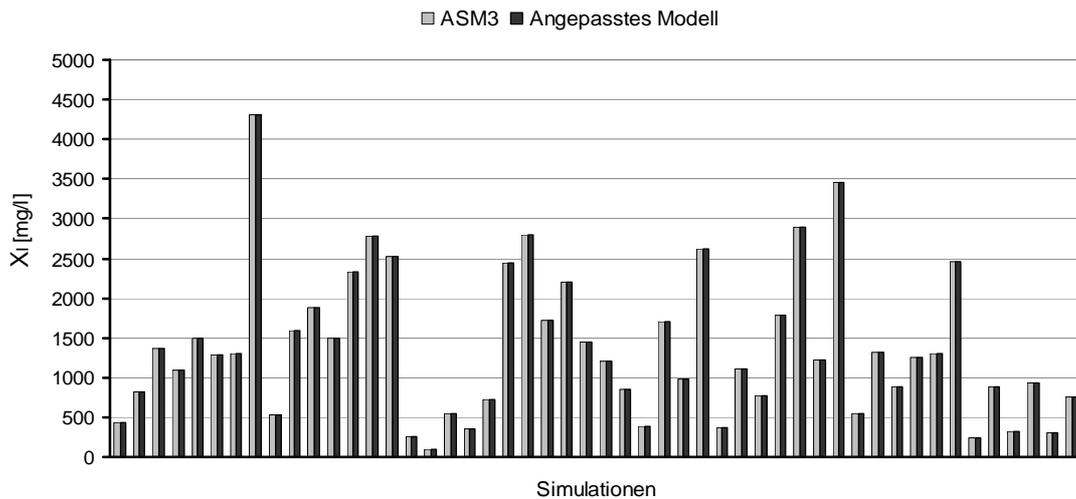


Abbildung 40: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_i). $S_{O_2} = 0$

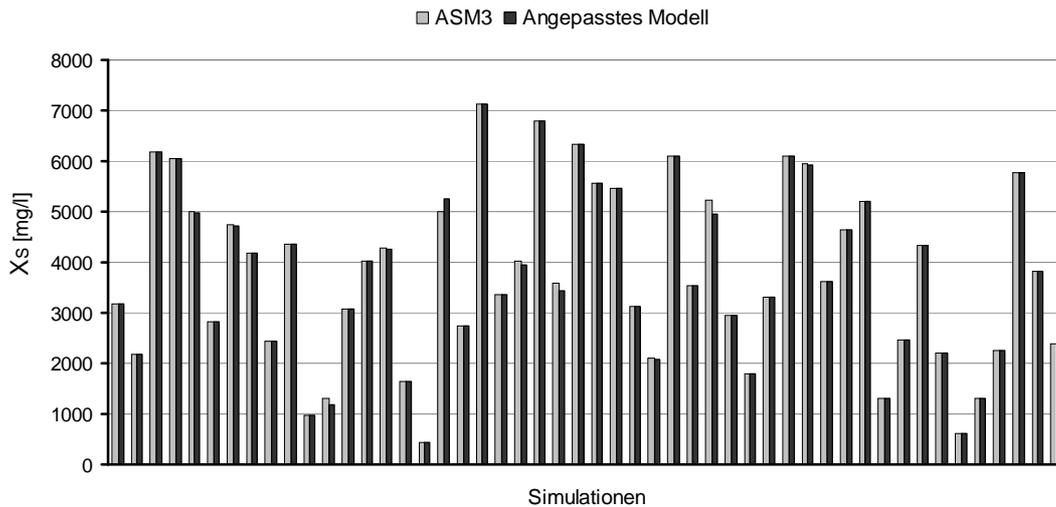


Abbildung 41: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbel. Becken) vor Anpassung der Modellparameter (X_S). $S_{O_2} = 0$

Wie im Falle des Anaerobmodells kann das angepasste Modell durch das Gleichungssystem in Gleichung (52) dargestellt werden:

$$\tilde{\underline{X}}_{\text{Vektor}} = -\tilde{\underline{A}}^{-1} (\tilde{\underline{B}} \underline{x}_{zu} + \tilde{\underline{S}} \underline{r}(\hat{\underline{x}}_{Rest}, \tilde{\underline{X}}_{\text{Vektor}}, \underline{p}))$$

S_S , S_I , S_{NH_4} , S_{NOX} , S_{ALK} , X_I und X_S werden durch die Gleichungen des Originalmodells im Stationärzustand beschrieben. X_S^* , X_H , X_{STO} und X_A stellen die Größen in $\hat{\underline{x}}_{Rest}$ dar, dessen Berechnung der Berechnung im Anaerobmodell entspricht. S_{O_2} ist bei Vorgabe der Sauerstoffkonzentrationen bzw. dem Nullsetzen der Konzentration keine Zustandsvariable mehr sondern Parameter und wird aus dem Gleichungssystem entfernt. S_{N_2} , das Zustandsvariable im ASM3 ist, kann aus den Größen im Abwasservektor über die Originalgleichung im Stationärzustand berechnet werden und die entsprechende Zeile kann wie die der Größen des Abwasservektors im Gleichungssystem erhalten bleiben, wenn es erwünscht ist.

Anpassung und Kalibrierung der Modellstruktur biologischer Reinigungsstufen

Die vorhergehend beschriebenen Ergebnisse beruhen auf Simulationen mit den angepassten Modellen, die in erster Linie einer Anpassung über Gleichung (46) entstammen. Zur Verbesserung der Ergebnisse lässt sich grundsätzlich zum einen eine veränderte Anpassung mit Gleichung (46) durchführen, indem schlecht simulierte Ergebnisse bei der Optimierung höher gewichtet werden, zum anderen kann eine weitere Anpassung des Gleichungssystems durch Lösung von Gleichung (41) erfolgen. Um die Ergebnisse zu verbessern, erfolgte deswegen die Lösung des Optimierungsproblems (41).

Eine Veränderung der grundsätzlichen neuen Modellstruktur durch neue Prozesse erfolgt in diesem Schritt nicht, sondern lediglich eine Anpassung der Koeffizienten innerhalb dieser Modellstruktur und eine eventuelle Umverteilung der kinetischen Prozesse, was neben der Wahl der Approximation in Gleichung (46) einen kritischen Schritt bezüglich der Stationäreigenschaften darstellt, der entsprechende Vorsicht erfordert. Die resultierenden Ergebnisse sind wiederum für die gleichen 50 Referenzsimulationen wie vor Anpassung der Koeffizienten dargestellt. Abbildung 42 bis Abbildung 45 zeigen die Ergebnisse zum Anaerobmodell, während in Abbildung 46 bis Abbildung 56 die Ergebnisse zu den (belüfteten und unbelüfteten) Belebungsbecken dargestellt sind. Die Ergebnisse für alle gelösten Referenzsimulationen sind im Anhang zu finden.⁸

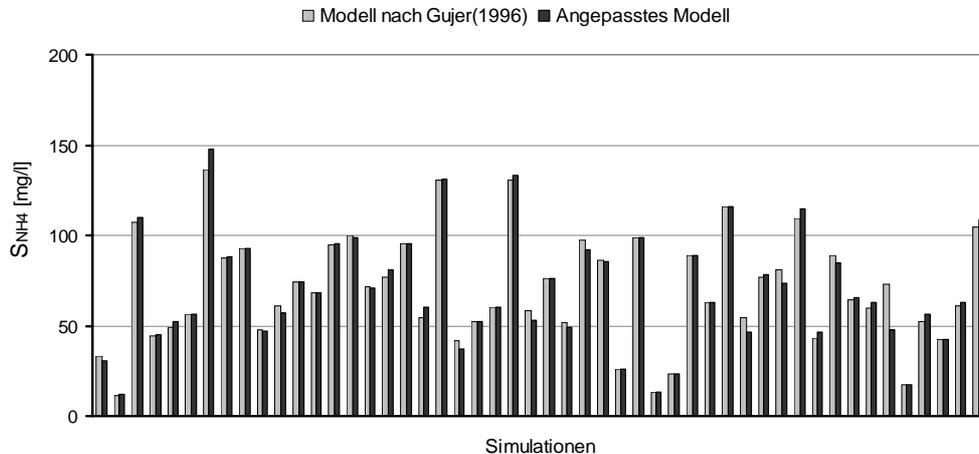


Abbildung 42: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell nach Anpassung der Modellparameter (S_{NH_4})

⁸ Es wurden insgesamt 15000 Referenzsimulationen durchgeführt (je 5000 für Anaerobreaktor, belüftetes und unbelüftetes Belebungsbecken). Dargestellt sind alle Referenzsimulationen, die mittels des eingesetzten Solvers gelöst werden konnten.

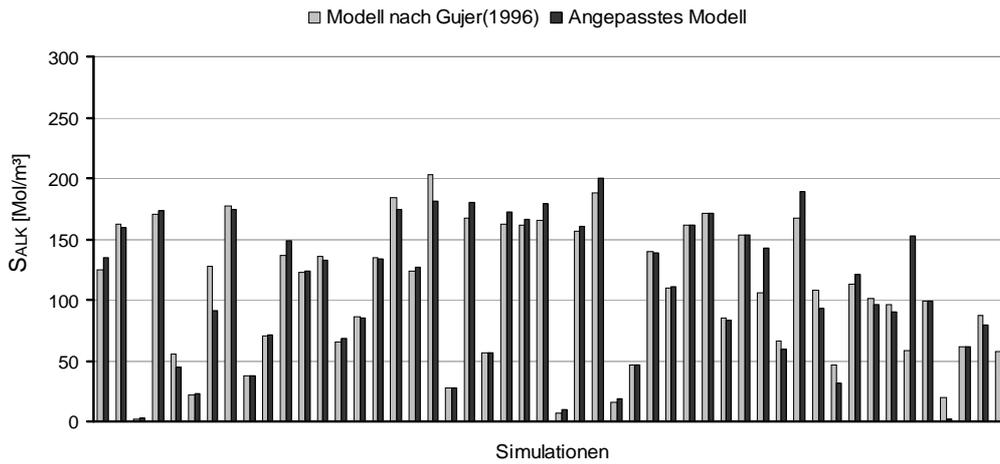


Abbildung 43: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell nach Anpassung der Modellparameter (S_{ALK})

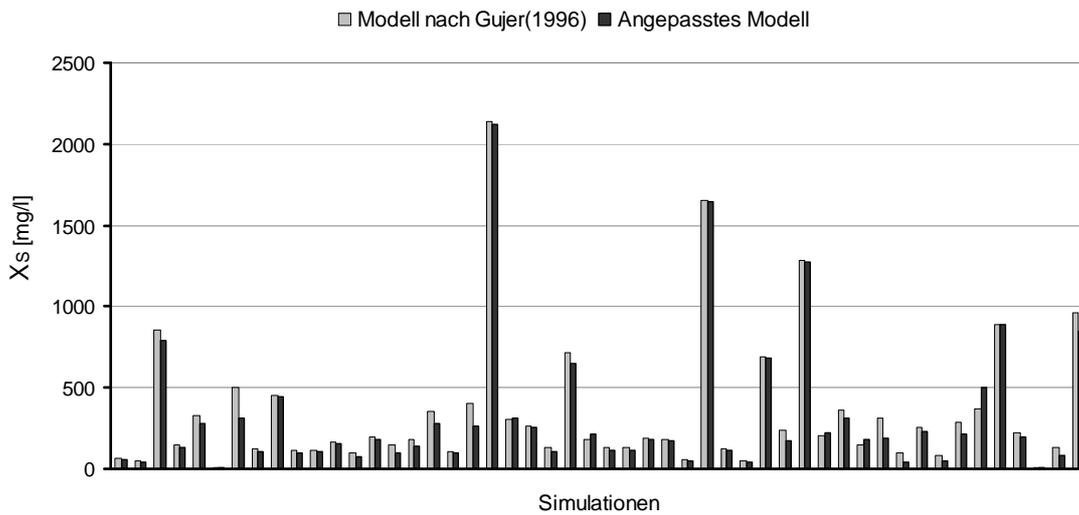


Abbildung 44: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell nach Anpassung der Modellparameter (X_s)

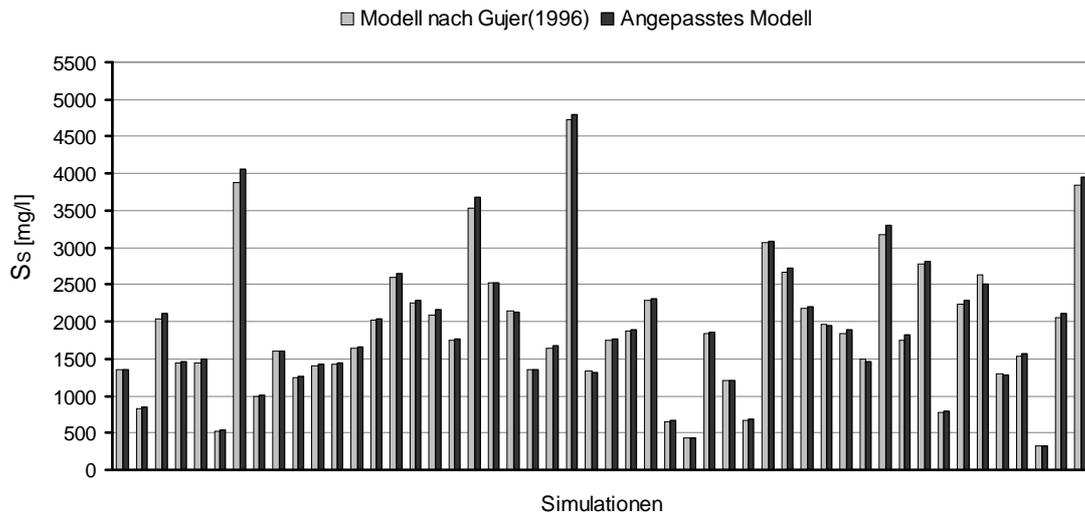


Abbildung 45: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Anaerobmodell nach Anpassung der Modellparameter (S_S)

Wie auch die Ergebnisse vor der Anpassung der Koeffizienten, zeigen die Diagramme, abgesehen von einzelnen Ausreißern, gute Ergebnisse in Bezug S_{NH_4} , X_S und S_S , während S_{ALK} auch hier vergleichsweise schlechter abschneidet (bezogen auf die relative Abweichung). Die Tendenzen werden generell gut nachgebildet. Insgesamt sind die Ergebnisse als gut zu bezeichnen, bedenkt man, dass das angepasste Modell in Bezug auf die im Gleichungssystem enthaltenen Konzentrationen deutlich reduziert ist und nur 2 der 8 Größen aus dem Originalmodell direkt vom alten Modell in das neue Modell übertragbar waren. Des Weiteren ist in diesem Zusammenhang zu beachten, dass bei standardmäßig in der Praxis verwendeten Bemessungsmodellen bei einigen der Berechnungsergebnissen (z.B. Volumen) Abweichungen von 100% zwischen den Modellen auftreten können (vgl. Abschnitt 7.4.2.1), was die Abweichungen der oben dargestellten Berechnungsergebnisse in Bezug auf die Stationärkonzentrationen zusätzlich relativiert.

Die Ergebnisse nach einer Anpassung der Modellkoeffizienten für das unbelüftete und belüftete Becken ähnelten im Allgemeinen den unangepassten Fällen. Besonders im unbelüfteten Fall führte dies zu keinen signifikanten Verbesserungen, weswegen von einer Anpassung der Koeffizienten letztendlich abgesehen wurde. Eine Verbesserung kann zwar durch Anpassen der funktionalen Beziehung zur Annäherung der Fraktionen von X_S erfolgen, kann aber in einzelnen Fällen zu uneindeutigen Lösungen führen (mehrere mögliche Stationärlösungen). Davon wurde deswegen abgesehen. Die Ergebnisse entsprechen damit den Ergebnissen zur Modellerstellung und werden nur noch für die Fraktionierung von X_S dargestellt. Beim belüfteten Becken waren die Ergebnisse für S_{ALK} , X_I und X_S schon im unangepassten Fall gut, die Diagramme zeigen deswegen nur den Fall der Anpassung der Koeffizienten in der Gleichung für S_S und S_{NO_x} . Die Ergebnisse für alle 5000 Referenzsimulationen für alle Konzentrationen sind im Anhang

dargestellt. Die Abbildung zeigt für die kritischen niedrigen Konzentrationen in den meisten Fällen eine leichte Verbesserung durch die Anpassung der Koeffizienten:

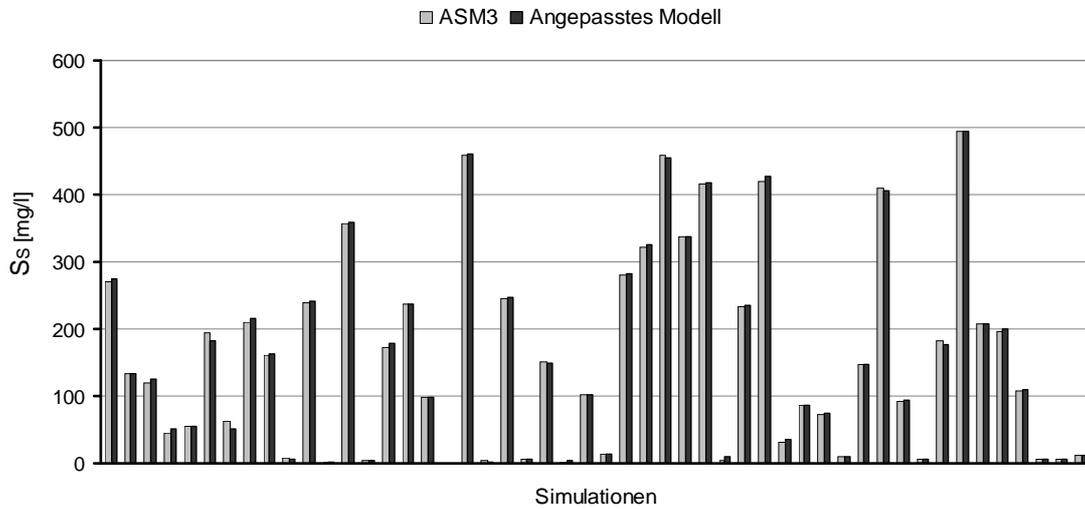


Abbildung 46: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) nach Anpassung der Modellparameter (S_s)

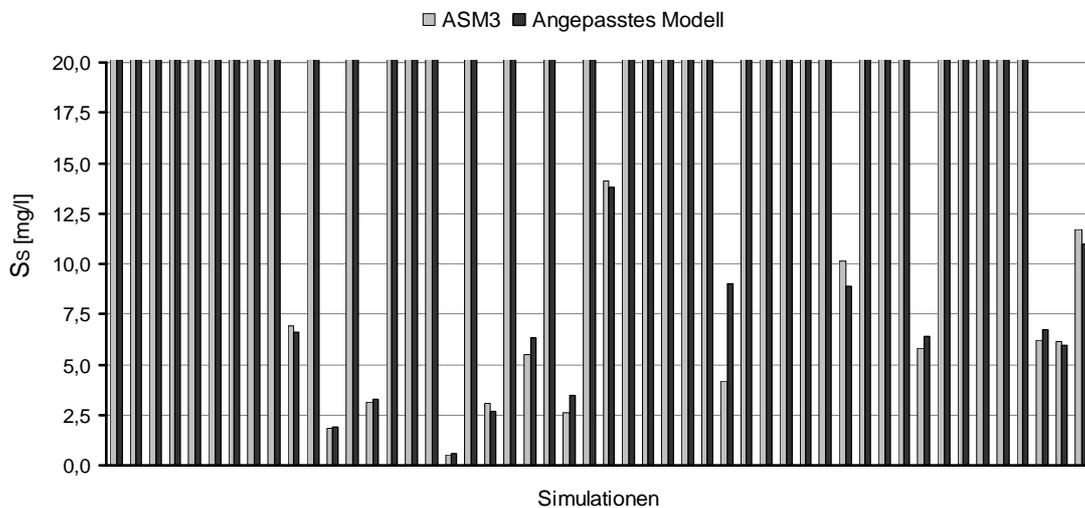


Abbildung 47: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) nach Anpassung der Modellparameter (S_s). Dargestellt für die niedrigen Konzentrationen

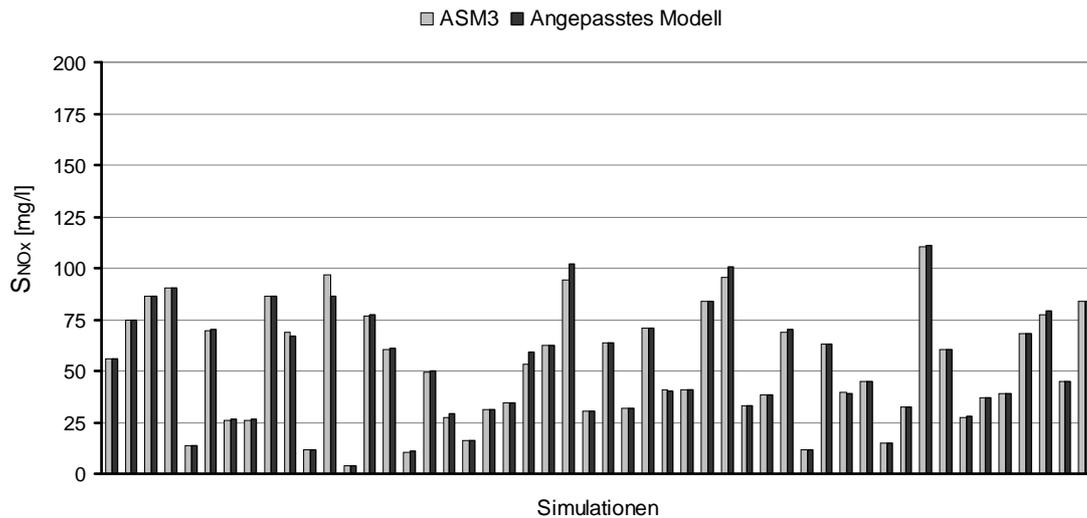


Abbildung 48: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) nach Anpassung der Modellparameter (S_{NOx})

Nach der Berechnung der Abwasservektorgrößen kann eine Abschätzung der Fraktionierung von X_S im Ablauf erfolgen. Auch bei der Abschätzung der Fraktionierung im Ablauf sind die Ergebnisse generell als gut zu bezeichnen:

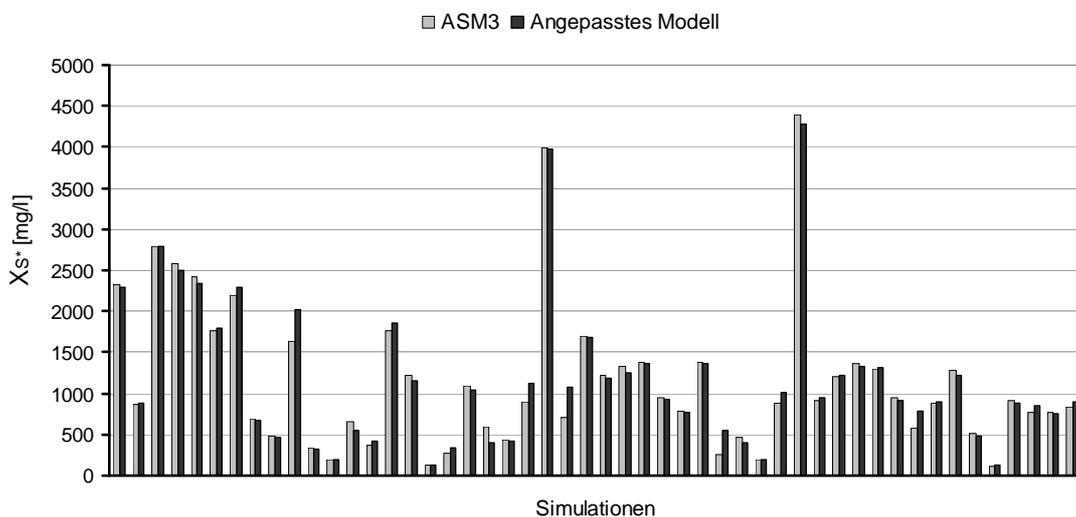


Abbildung 49: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_{S^*})

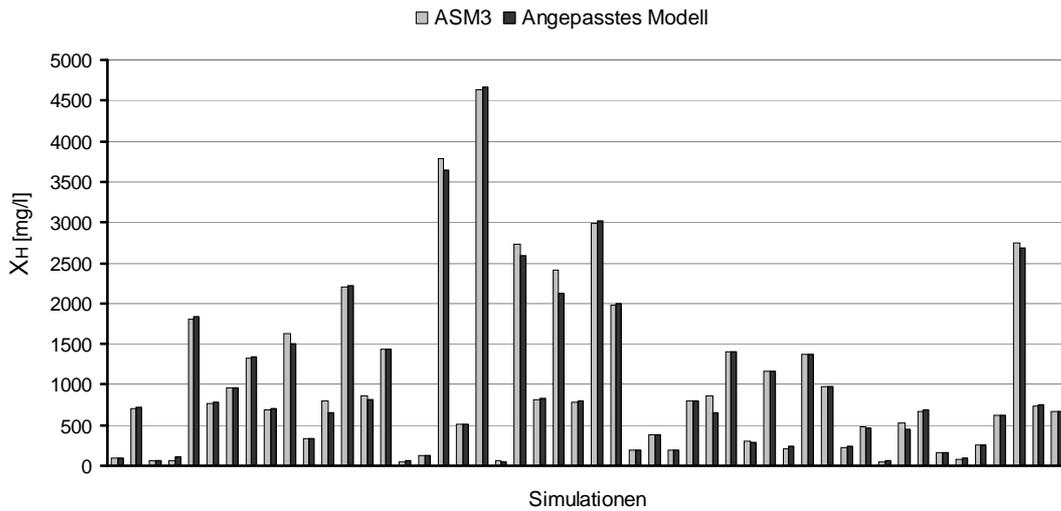


Abbildung 50: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_H)

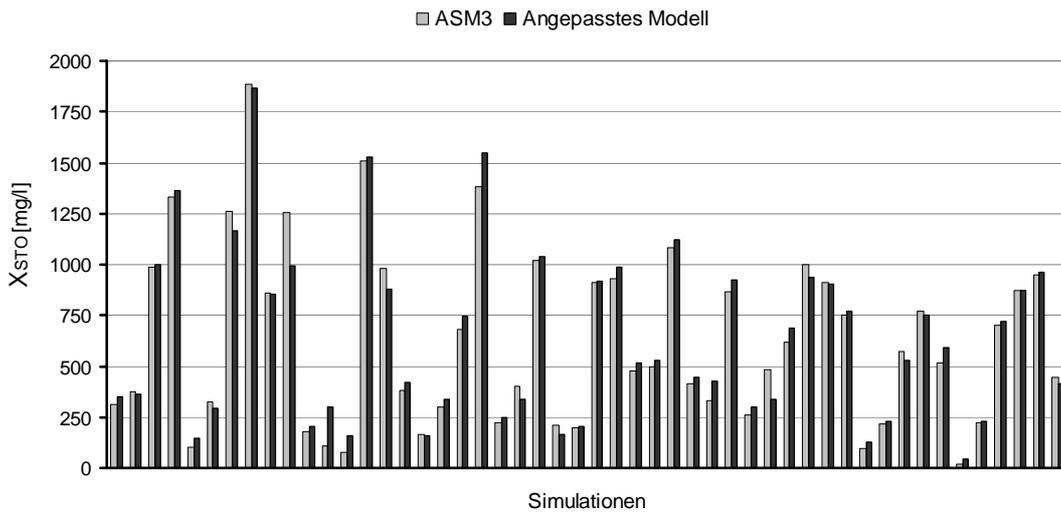


Abbildung 51: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_{STO})

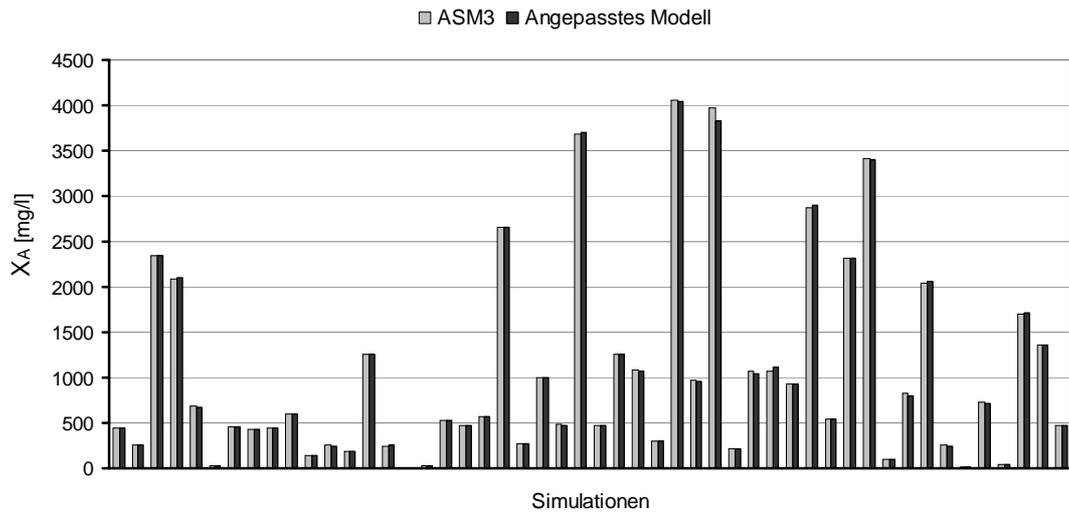


Abbildung 52: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (belüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_A)

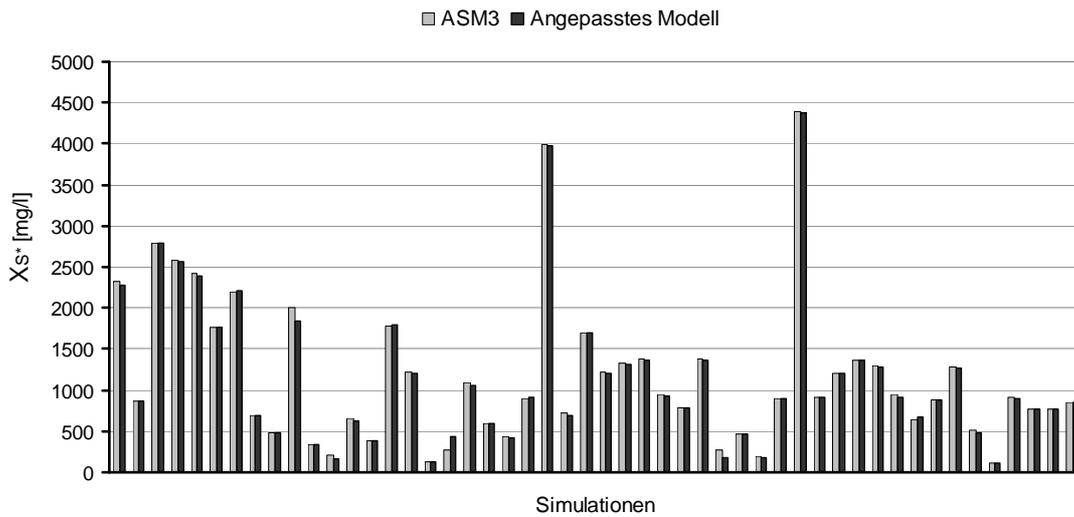


Abbildung 53: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbelüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_{S^*})

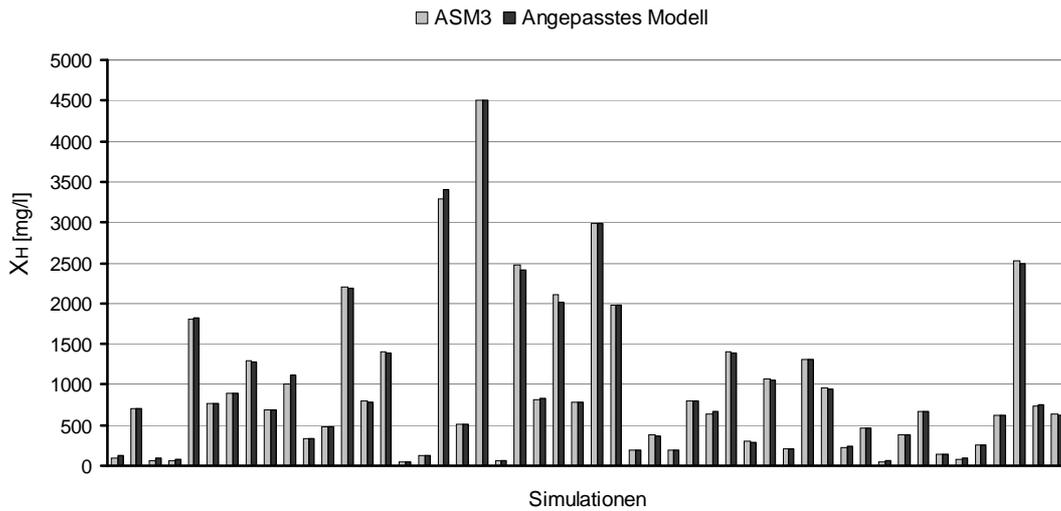


Abbildung 54: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbelüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_H)

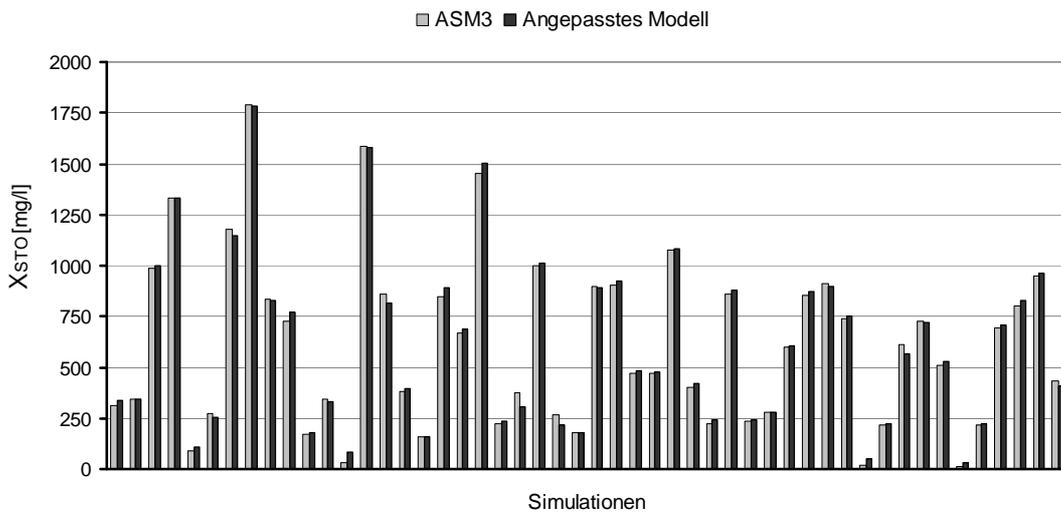


Abbildung 55: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbelüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_{STO})

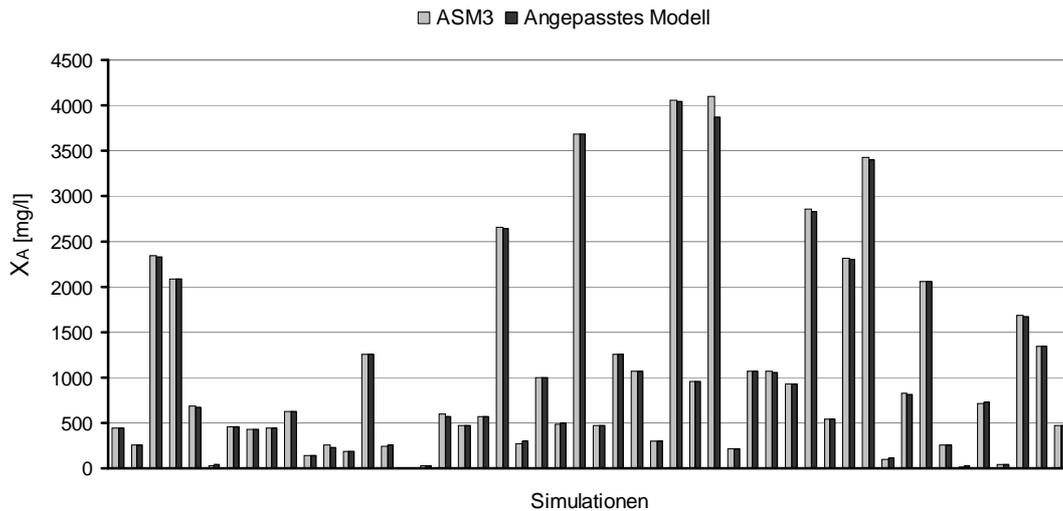


Abbildung 56: Vergleich der Berechnungsergebnisse des Originalmodells mit dem entwickelten Modell (unbelüftetes Becken) für die Fraktionierung von X_S im Ablauf (X_A)

Die oben dargestellte Abschätzung der Fraktionierung zeigt sehr gute Ergebnisse. Diese Abschätzung ist nötig, um die Zulauffraktionierung zum nachgeschalteten Reaktor bestimmen zu können. Dies muss deswegen erfolgen, da die Ablaufkonzentration eines Stoffes in einem Reaktor bei den gegebenen Modellen sehr stark von der Zulaufkonzentration des entsprechenden Stoffes abhängig ist. Die abgeschätzte Fraktionierung, wie sie oben dargestellt ist, muss deswegen als Variable/Parameter für den nächsten Reaktor zur Verfügung stehen. Dieser Ansatz wurde im Projekt verfolgt, um die flexible Verschaltungsmöglichkeit zu gewährleisten und war deswegen für dieses Ziel unumgänglich. Anstatt einer Übergabe der Fraktionierung könnte hierfür auch eine Erweiterung des Abwasservektors erfolgen, womit der entsprechende Stoff direkt über den Abwasservektor in den nachgeschalteten Reaktor übergeben wird (also eine Erweiterung um X_H , X_{STO} , X_A). Soll der Abwasservektor so erhalten bleiben, wäre es ferner möglich, Module zu erstellen, die bereits bestimmte Teilkonzepte repräsentieren (z.B. vorgeschaltete Denitrifikation). Damit wäre aber im Gegenzug eine Einschränkung der Flexibilität verbunden. Das Vorgehen bei der Modellentwicklung würde dann dem oben dargestellten Vorgehen entsprechen, aber auf der Elimination der inneren Zustandsgrößen fokussieren. Die Referenzsimulationen würden sich also auf das gesamte Teilkonzept beziehen. Z.B. wäre eine Verkopplung von vier Reaktoren zur Abbildung einer vorgeschalteten Denitrifikation (2 Denibecken, 2 Nitribecken) im dynamischen Modell durch 4 mal 12 = 48 Zustandsgrößen gekennzeichnet. Für eine Entwicklung des stationären Modells im Toolkit wäre es dann z.B. das Ziel, das Modell so anzupassen, dass nur die Ausgangsgrößen aus den zulaufenden Größen des Vektors berechnet werden (also 7 Größen und 7 Gleichungen) und alle anderen Größen nicht mehr auftauchen. In diesem Fall spielt die Biomassenfraktionierung im Zufluss keine Rolle, weil sie üblicherweise als Null angenommen werden kann.

Validierung der Modelle biologischer Reinigungsstufen

Nach der Modellerstellung und Kalibrierung erfordert der Modellierungsprozess typischerweise eine Validierung des Modells. Dabei wird das erstellte Modell auf Daten angewendet, die nicht für die Modellerstellung verwendet wurden. So kann abgeschätzt werden, inwieweit das Modell als allgemeingültig angesehen werden und somit für prognostizierende Zwecke dienen kann. Für das Anaerobmodell, sowie für das Modell des unbelüfteten und belüfteten Beckens wurden deswegen jeweils 500 Validierungsszenarien gerechnet, die nicht der Generierung der Referenzlastfälle entstammten. Die Vorgehensweise der Definition der Validierungsszenarien entsprach der Vorgehensweise bei der Definition der Referenzlastfälle, mit dem Unterschied, dass eine erneute Zufallsgenerierung der Parameter und der Lastfallszenarien erfolgte. Wieder wurden die so definierten Lastfälle mit dem jeweiligen Originalmodell simuliert. Anschließend wurden die Szenarien mit dem neuen Modell gerechnet und die Ergebnisse mit den Ergebnissen des Originalmodells verglichen. Die Ergebnisse für je 50 zufällig aus den insgesamt jeweils 500 Validierungsszenarien ausgewählten Simulationen sind unten sowohl für das Anaerobmodell als auch für das unbelüftete und das belüftete Becken dargestellt. Dabei sind nur die Ergebnisse für die kritischen Konzentrationen dargestellt, die auch bei der Modellerstellung und Kalibrierung tendenziell eher schlechter als die anderen Konzentrationen bezüglich ihrer relativen Abweichung abschnitten. Die Ergebnisse für jeweils alle 500 Validierungsszenarien und für alle Konzentrationen sind wiederum im Anhang zu finden.

Die Ergebnisse zeigen beim belüfteten und unbelüfteten Becken auch bei der Validierung gute Übereinstimmung mit dem Originalmodell und sind in ihrer Güte tendenziell vergleichbar mit den Simulationen bei der Modellerstellung. Die Verwendung der hohen Zahl an Referenzsimulationen erwies sich demnach als zielführend. Im Falle des Anaerobmodells sind die Ergebnisse in ihrer Güte ebenfalls mit den Kalibrierungsergebnissen zu vergleichen. Die Tendenzen werden auch hier gut nachgebildet, wenn auch Ausreißer existieren.

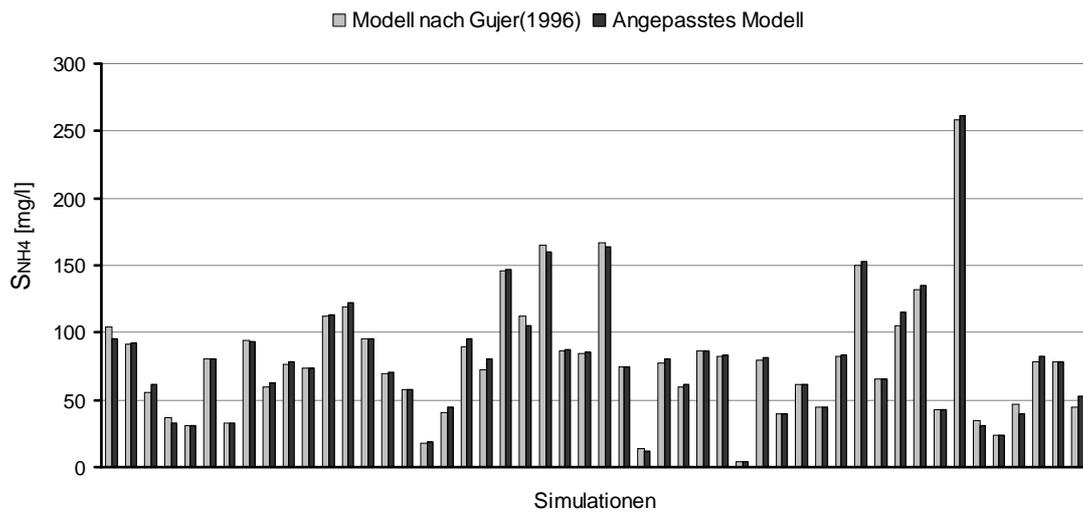


Abbildung 57: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Anaerobmodells mit dem Originalmodell (S_{NH4}) für verschiedene Validierungsszenarien

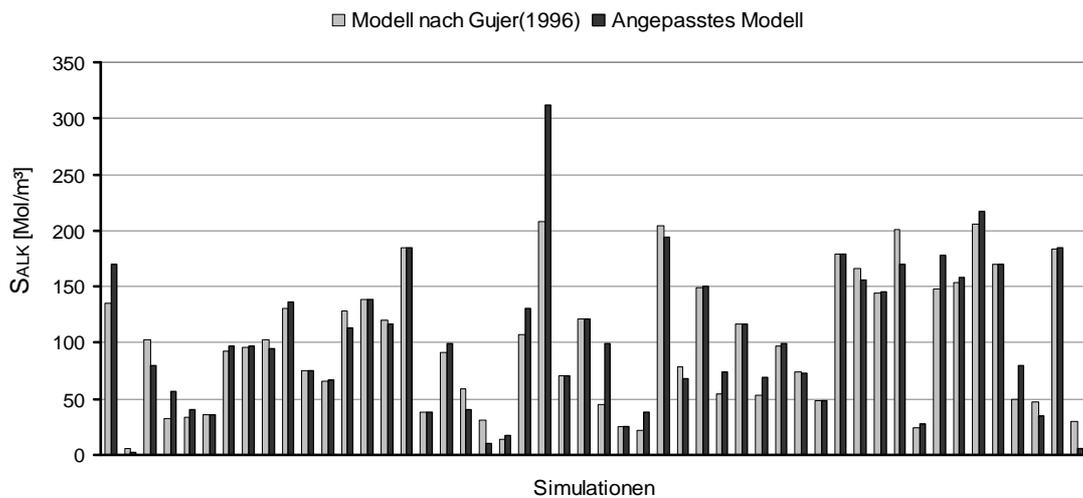


Abbildung 58: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Anaerobmodells mit dem Originalmodell (S_{ALK}) für verschiedene Validierungsszenarien

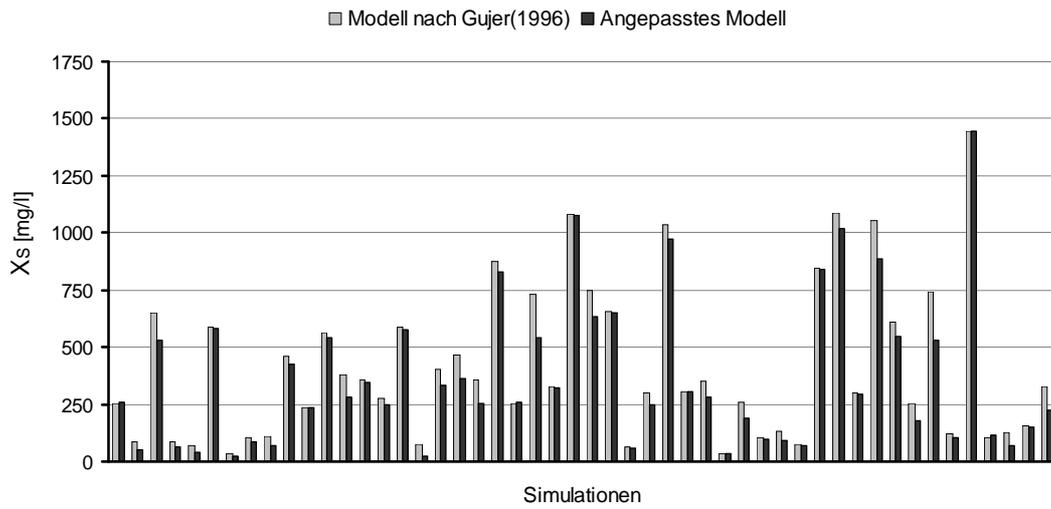


Abbildung 59: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Anaerobmodells mit dem Originalmodell (X_s) für verschiedene Validierungsszenarien

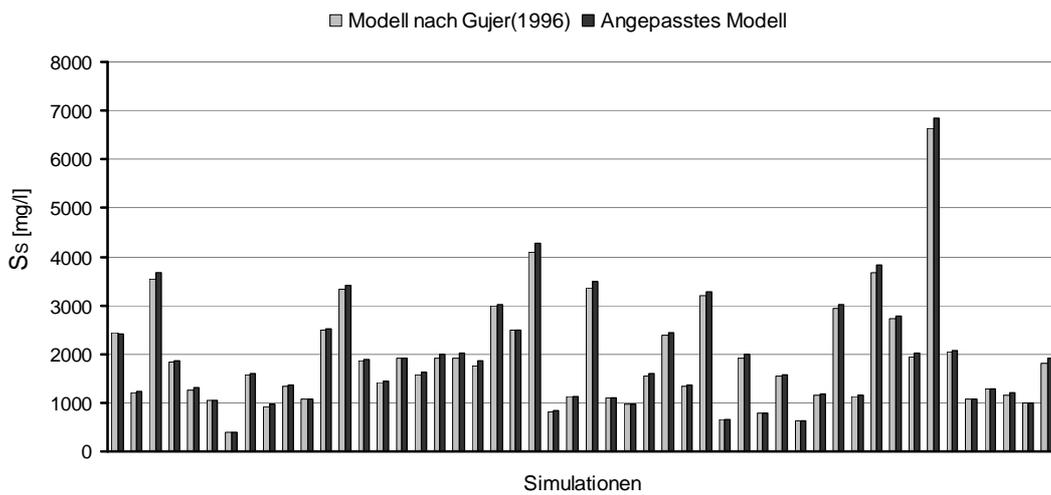


Abbildung 60: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Anaerobmodells mit dem Originalmodell (S_s) für verschiedene Validierungsszenarien

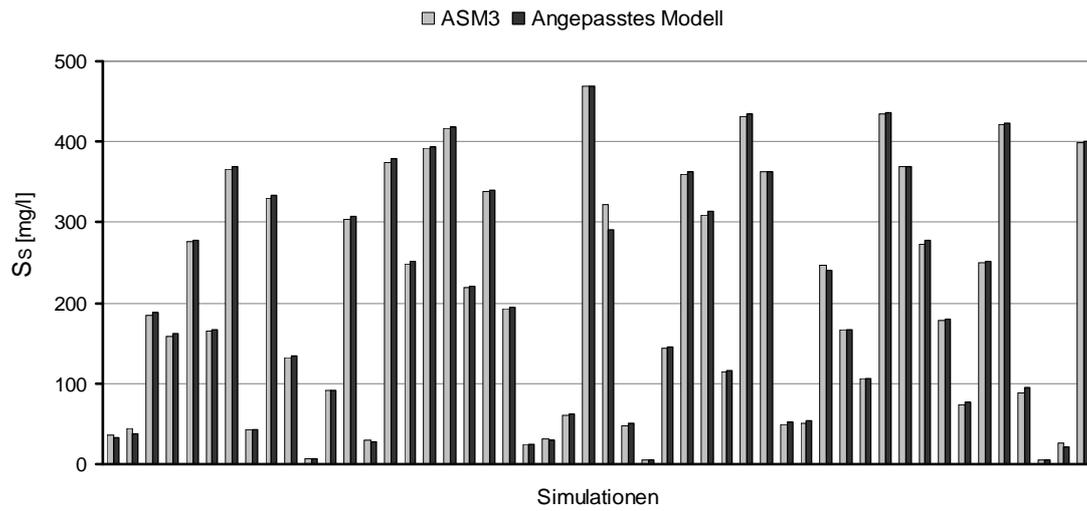


Abbildung 61: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (bel. Becken) mit dem Originalmodell (S_s) für verschiedene Validierungsszenarien

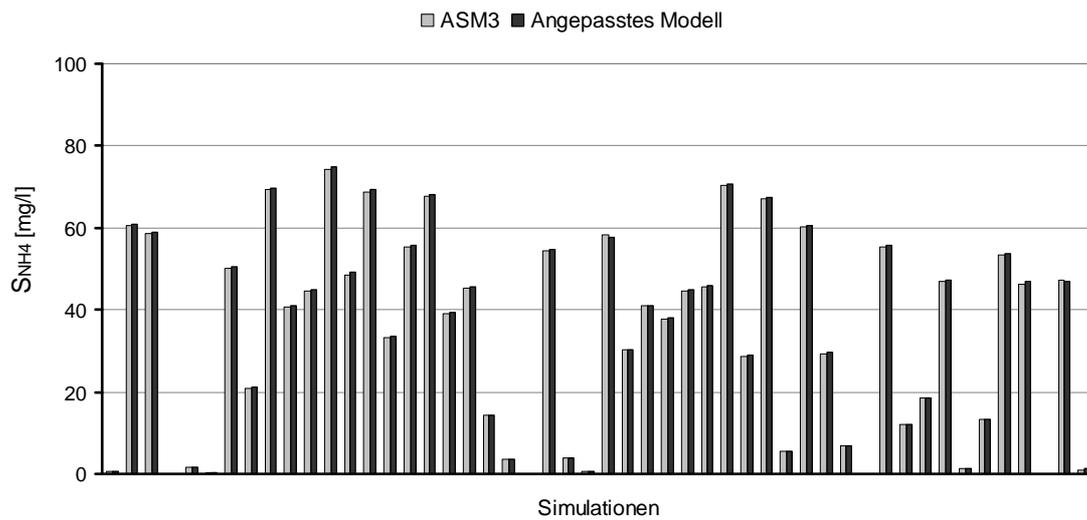


Abbildung 62: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (bel. Becken) mit dem Originalmodell (S_{NH4}) für verschiedene Validierungsszenarien

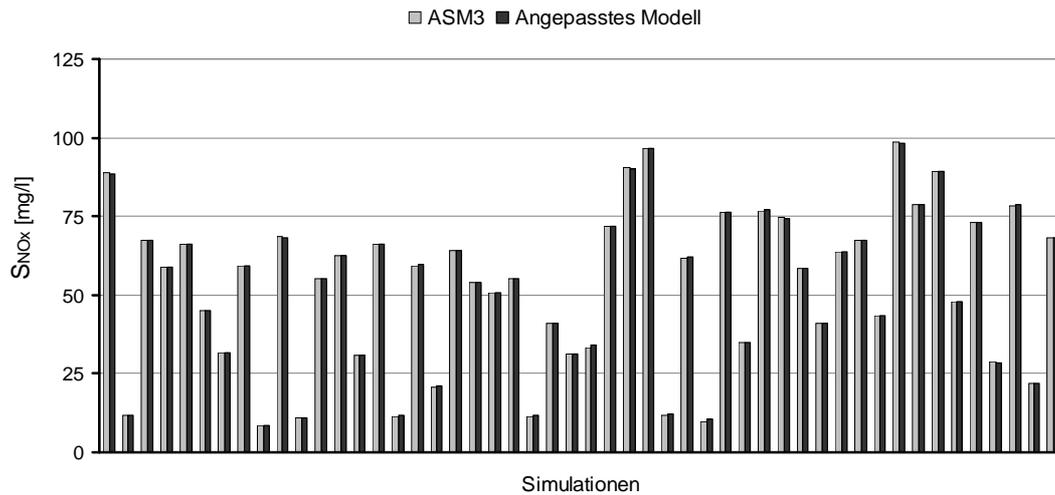


Abbildung 63: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (belüftetes Becken) mit dem Originalmodell (S_{NOx}) für verschiedene Validierungsszenarien

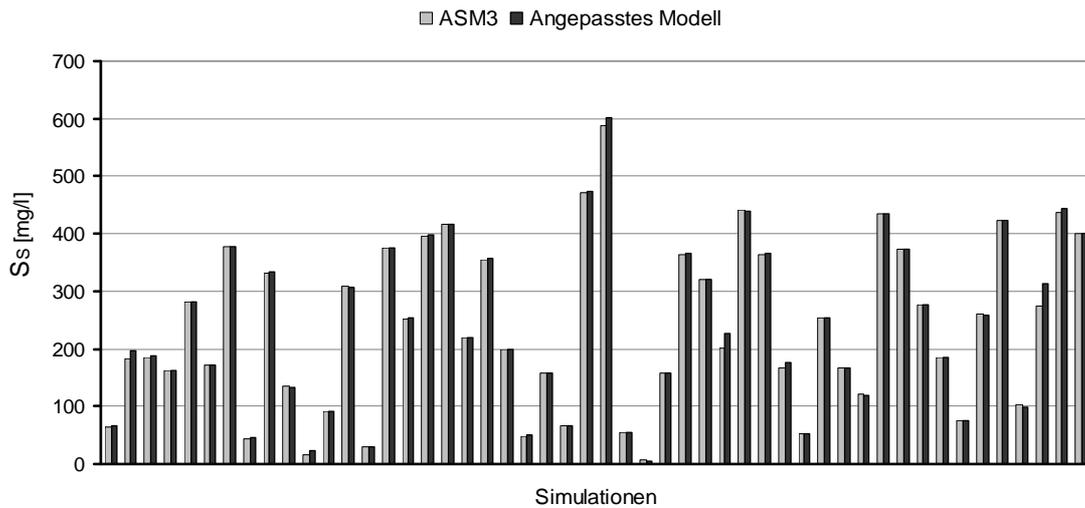


Abbildung 64: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (unbelüftetes Becken) mit dem Originalmodell (S_s) für verschiedene Validierungsszenarien. $S_{O_2} = 0$

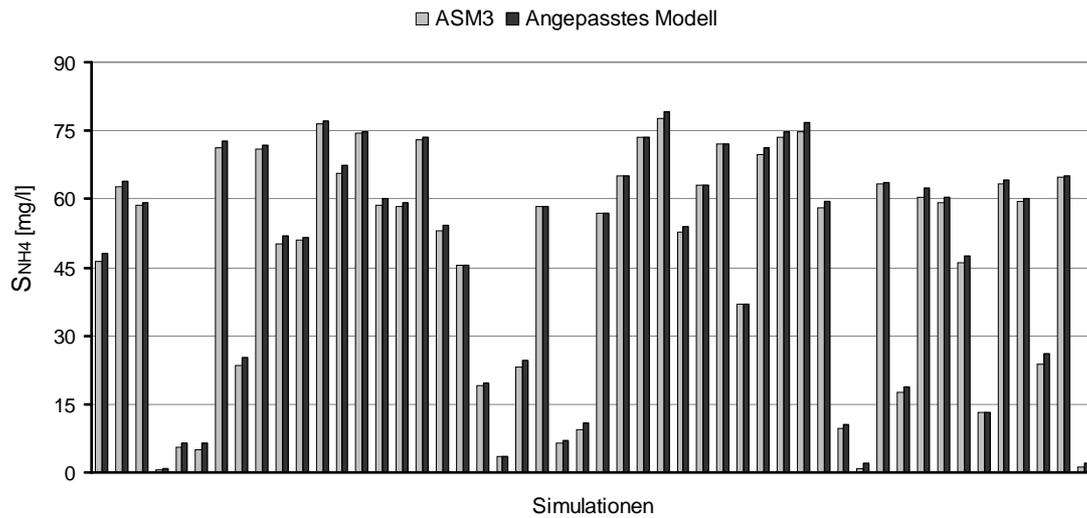


Abbildung 65: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (unbelüftetes Becken) mit dem Originalmodell (S_{NH4}) für verschiedene Validierungsszenarien. $S_{O2} = 0$

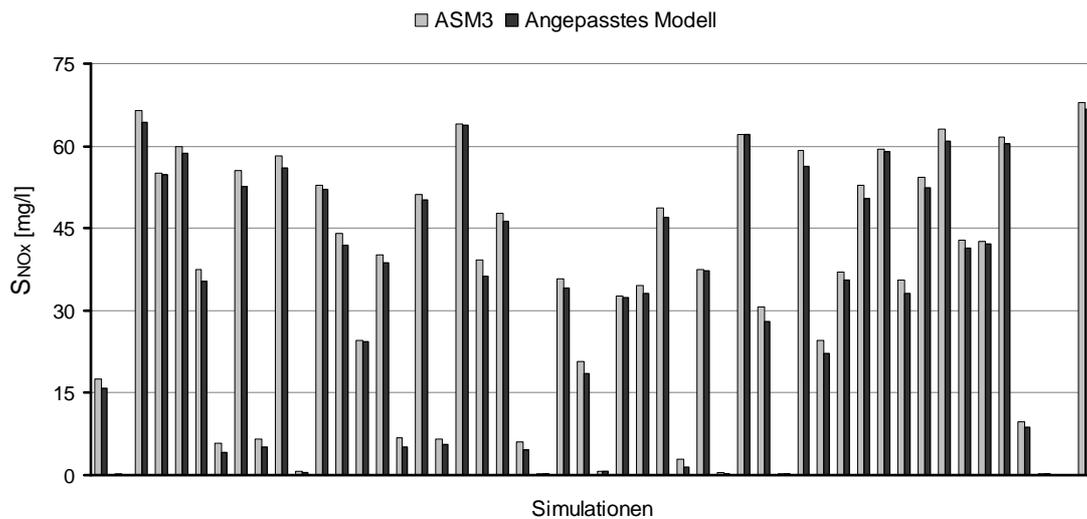


Abbildung 66: Vergleich der Berechnungsergebnisse des entwickelten Modells (unbelüftetes Becken) mit dem Originalmodell (S_{NOx}) für verschiedene Validierungsszenarien. $S_{O2} = 0$

Im Falle der Validierung der Anaerobreaktoren verursachten bei den verwendeten numerischen Einstellungen deutlich mehr Simulationen Probleme bei der Lösung als es bei der Modellerstellung der Fall war. Da in diesen Fällen keine Lösung des Gleichungssystems erfolgte, wurden sie nicht in den obigen Diagrammen und den Abbildungen im Anhang berücksichtigt. Numerische Probleme traten auch bei der Anpassung des Systems im Rahmen der Kalibrierung auf, waren jedoch deutlich geringer. Eine Diskussion numerischer Aspekte liegt außerhalb des

Fokus dieses Berichts und war nicht explizit Teil des Projekts. Auch wenn die lösbaeren Simulationen meist zu guten Ergebnissen führten (s.o.), ist es für eine weitere Anwendung sinnvoll, diesem Aspekt genauer nachzugehen und die numerische Stabilität und Lösbarkeit des Gleichungssystems gesondert zu untersuchen (z.B. verschiedene Solver und Solvareinstellungen).

Mechanische Reinigungsstufen und Modelle weiterer biologischer Verfahren

Vorklärung

Der Abbildung der Vorklärung kommt in der anlagenweiten Modellierung ein erhöhter Stellenwert zu, da anders als bei herkömmlichen Methoden die Primärschlammproduktion direkt Eingang in die Faulungsmodelle der anaeroben Schlammstabilisierung erhält und somit einen direkten Einfluss auf das Anlagenverhalten hat. Für die Abbildung der Absetzvorgänge steht das Modell nach Otterpohl und Freund, (1992), zur Verfügung. Hierin werden die Absetzprozesse mittels einer Absetzfunktion beschrieben, die abhängig ist von der Aufenthaltszeit. Diese Funktion basiert auf Untersuchungen von Sierp, (1967) zur BSB Reduzierung in Vorklärbecken. Hier wurde eine empirische Funktion ermittelt, die von Otterpohl und Freund, (1992) auf die CSB Reduktion übertragen wurde. Die mathematische Formulierung zur Berechnung der Absetzleistung lautet:

$$\eta_{CSB} = 2,7 * (\ln(t^2) + 9) \quad (53)$$

mit: t = hydraulische Aufenthaltszeit in der Vorklärung

Diese Reduktion bezieht sich ausschließlich auf die partikulären CSB Fraktionen und wird daher nochmals umgerechnet zu:

$$\eta_{CSB,X} = \eta_{CSB} * \frac{CSB_{\text{hom}}}{CSB_X} \quad (54)$$

Da es sich bei dieser Gleichung um eine empirisch ermittelte Funktion handelt, können Abweichungen zu gemessenen Werten entstehen. Um eine Möglichkeit zur Validierung der Absetzkurven zu erhalten, wird daher innerhalb des Toolkits der Vorfaktor in der Formel zur Berechnung der Leistungsfähigkeit freigeschaltet. Über die Veränderung dieses Faktors kann die Funktion an örtliche Bedingungen angepasst werden. Die folgende Grafik zeigt die veränderten Ansetzleistungen bei der Variation dieses Wertes zwischen 1,7 und 2,7.

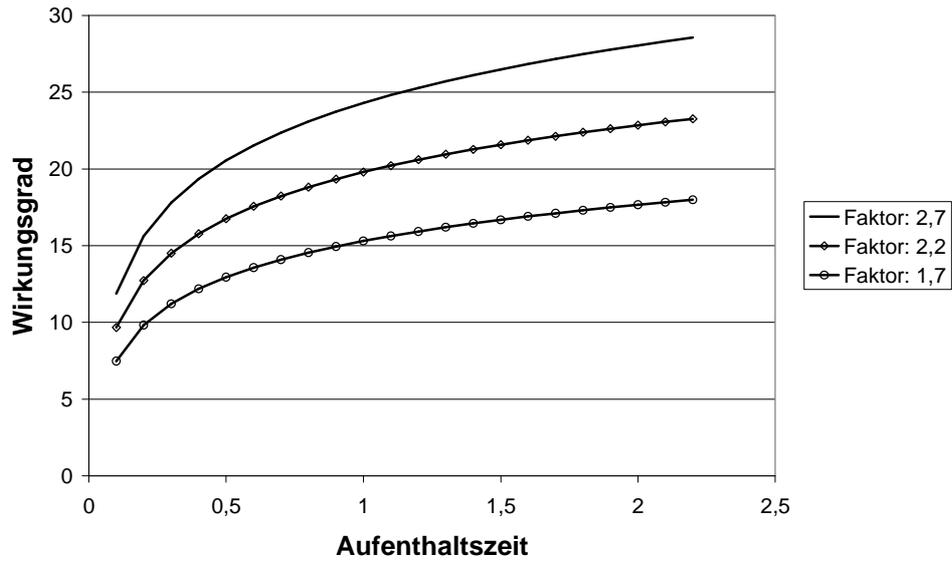
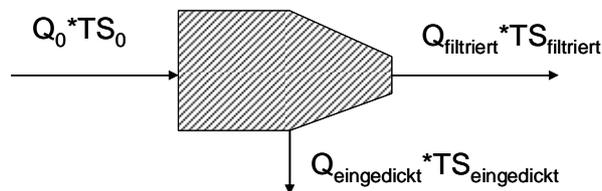


Abbildung 67: Absatzkurve nach Otterpohl und Freund, (1992) und Wirkungsgradkorrektur über Variation der Vorfaktoren

Über die Feststoffbilanz kann bei einem vorgegebenen Primärschlammabzug die TS- Fracht des Primärschlammes berechnet werden.

Schlammeindickung/Schlammmentwässerung

Die Modelle für Schlammeindickung und Schlammmentwässerung müssen zur Kopplung von Modellen der Belebungsanlage und der Faulung implementiert werden. Die Bauformen der maschinellen Aggregate (Schwerkrafteindicker, Bandpresse, Zentrifuge, Flotation) unterscheiden sich in erster Linie hinsichtlich der Art der Fest-Flüssig Trennung. Bei den maschinellen Verfahren ist der Grad der Trennung bei entsprechender Auslegung vergleichbar. Daher werden für diese Verfahren vereinfachte Ansätze gewählt, die rechnerisch eine vollständige Schlammabtrennung zugrunde legen. Durch Vorgabe des Feststoffgehaltes im der eingedickten Schlammfad können über die Feststoffbilanz die zugehörigen Volumenströme berechnet werden. Diese Berechnungsweise berücksichtigt kein Versagensfall. Dies würde eine detaillierte Abbildung der funktionalen Wirkungsweise der Aggregate notwendig machen, die im Rahmen des Toolkits nicht angestrebt wird. Für die Feststoffbilanz ergibt sich:



und aus $TS_{\text{filtriert}} = 0$ ergibt sich

$$Q_{\text{eingedickt}} = Q_0 * TS_0 / TS_{\text{eingedickt}} \quad (55)$$

Die Verfahren unterscheiden sich jedoch hinsichtlich der benötigten Platzbedarfs und der Kosten. Um diese Punkte in die Betrachtung einzubeziehen werden spezifische Kenngrößen den einzelnen Verfahren zugeordnet, die in Abhängigkeit vom Schlammumsatz Richtwerte für Betriebskosten ermitteln. Insbesondere sind dies die Kennwerte für den Energieverbrauch.

Die Entwässerungsverfahren können innerhalb des Toolkits zudem mit den natürlichen Verfahren der Schlammmentwässerung (z.B. Schlammbeete) verglichen und bewertet werden. Die natürlichen Verfahren haben einen höheren Platzbedarf bei geringeren Energieverbräuchen. Aus den vorzugebenden, landesspezifischen Kostengrößen können sich somit Vorteile für einzelne Verfahren ergeben, die mittels der Berechnungsverfahren des Toolkits vergleichbar darstellbar sind.

Phosphorrücklösung in der Faulung

Zum Vergleich unterschiedlicher Anlagenkonfigurationen ist es notwendig alle relevanten Stoffgrößen durchgängig über alle verwendeten Modelle zu berücksichtigen. Hierbei ergibt sich die Problematik, dass die Stoffgruppe Phosphor in den Anaerobmodellen zur Schlammfaulung nicht berücksichtigt werden. Der hier vorgestellte Ansatz soll im Rahmen der Modellierung von Anlagen mit erweiterter biologischer P-Elimination eingesetzt werden. Ein Beispiel ist die Vergleichsrechnung von Anlagen mit und ohne Faulung und die Prognose für die zu erwartenden P-Rückbelastung. Dafür ist die durchgängige Modellierung von Phosphor als Stoffstrom notwendig. Die Betrachtung der Transportprozesse von Phosphor in der Faulung soll zusätzliche Erkenntnisse über die Gründe für schwankende Phosphatablaufwerte von Schlammstabilisierungsanlagen liefern. Hohe Konzentration im Ablauf der Faulung von Bio-P Anlagen führen zu unkontrollierter MAP-Ausfällung in den nachgeschalteten Rohrleitungen aufgrund von CO₂-Strippung und damit verbundenem pH-Wert-Anstieg.

Da in den veröffentlichten Faulungsmodellen kein Phosphor integriert ist, wird in dieser Arbeit ein Modellkonzept vorgestellt, das es ermöglicht, Faulungsmodelle und Modelle zur P-Fixierung miteinander zu koppeln. Dabei wird anders als bei den „Totalmodellen“, die sämtliche Prozesse in einer Modellmatrix abbilden, ein modularer Ansatz gewählt. Hierbei werden die Prozesse der P-Fixierung in der Faulung extern und parallel berechnet. Dies bietet die Möglichkeit, unterschiedlich detaillierte Modelle miteinander zu koppeln, ohne jeweils in die gesamte Modellmatrix eingreifen zu müssen.

In den gängigen Modellen für anaerobe Schlammstabilisierung ist die Stoffgröße Phosphor nicht berücksichtigt. Für das genannte Beispiel sind jedoch durchgängige Stoffströme für alle relevanten Größen wichtig. Daher müssen die Prozesse der Phosphatrücklösung in der Faulung und die parallel stattfindende Fällung abgebildet werden. Allerdings ist eine direkte Implementierung der zusätzlichen Prozesse in die Anaerobmodelle aufgrund der Komplexität schwierig. Daher wird in dieser Arbeit ein konzeptioneller Entwurf für ein modulares Vorgehen vorgestellt, der es erlaubt Faulungsmodelle mit Modellen zur P-Fixierung, in anlagenweitem Zusammenhang, extern zu koppeln.

Dieses Vorgehen wurde aus verschiedenen Beweggründen gewählt. Zunächst ist die Möglichkeit gegeben die Prozesse der Phosphatfixierung von den anaeroben Wachstumsprozessen zu entkoppeln, da in der Faulung nie mit limitierenden Prozessen aufgrund von Phosphormangel zu rechnen ist. Durch das gewählte modulare Vorgehen wird erreicht, dass die Kalibrierung der Modelle getrennt voneinander durchgeführt werden kann. Dies ist vor dem Hintergrund der ohnehin schwierigen Anaerobmodelle vorteilhaft. Durch das Vorgehen wird zudem eine Testumgebung geschaffen, in der unterschiedliche Fixierungsmodelle miteinander verglichen werden können, ohne in die Anaerobmodelle eingreifen zu müssen. Zudem wird die Kopplung von unterschiedlich skalierten Modellen, wie beispielsweise das Anaerobmodell nach Siegrist et al., (2002) und das P Modell nach Wild et al., (1997), möglich. Dieses Vorgehen birgt auch Nachteile. So ist eine zusätzliche numerische Überprüfung des Modellsystems notwendig, um sicherzustellen, dass die mathematische Umsetzung fehlerfrei erfolgt ist. Zudem wird ein zusätzlicher Aufwand für die Definition von Schnittstellen an den Übergabepunkten erforderlich.

Die grundsätzliche Vorgehensweise bleibt zudem auf ein System ohne gegenseitige Beeinflussung beschränkt.

Für den Aufbau und den Test der Funktionalität wurde für die anaerobe Schlammfäulung das Modell nach Siegrist et al., (2002) gewählt.⁹ Das Modell beschreibt das dynamische Verhalten der mesophilen und thermophilen Schlammfäulung unter besonderer Berücksichtigung der Methanogenese und des Propionat Abbaus. Insgesamt umfasst das Modell die Prozesse zur Beschreibung der Strippung und der Hydrolyse sowie sechs Substratabbau-Prozesse, mit den damit verbundenen Zerfallsprozessen der beteiligten Biomassefraktionen. Die Zerfallsprodukte bestehen aus partikulärem abbaubarem sowie inertem CSB. Vier zusätzliche chemische Prozesse wurden zur Beschreibung der Base/Säure Gleichgewichte eingeführt. Somit umfasst das Modell 23 Zustandsvariablen (15 gelöste und 8 partikuläre) und 18 Prozesse. Hieran kann gut erkannt werden, dass eine zusätzliche Erweiterung des Modells die Handhabbarkeit in Frage stellen würde.

In einem anlagenweiten Modellsystem wird zunächst die biologische Stufe abgebildet und kalibriert. Hierbei wird der luxury uptake der Phosphat akkumulierenden Biomasse anhand der P-Anlaufwerte der Anaerobbecken angepasst. Bei entsprechend guter Kalibrierung der restlichen Prozesse der Belebungsstufe, werden der Feststoffgehalt und das Schlammalter entsprechend der Messwerte abgebildet. Hieraus kann das Gesamtpotential an Phosphat, welches in der Fäulung rückgelöst wird, modelltechnisch bestimmt werden. Nur diese Prozesse werden direkt in das Fäulungsmodell implementiert. Dies hat den Hintergrund, dass für die Berechnung des gesamten Potentials neben der Rücklösung auch die Freisetzung von Phosphor durch den Abbau der organischen Substanz berücksichtigt werden muss. Da hierfür die Implementierung der Stoffgröße P notwendig ist, kann auch die Rücklösung direkt im Fäulungsmodell berechnet werden. Zudem ist damit auch die Möglichkeit geschaffen, den Einbau von Phosphat in die Biomasse bei Wachstum sowie die Freisetzung beim Zerfall der Anaerobier zu modellieren. Zunächst werden als zusätzliche Fraktionen das zellintern gespeicherte Phosphat der PAO's sowie gelöstes Phosphat als Stoffgruppen hinzugefügt. Zusätzlich wird Magnesium berücksichtigt, um die Menge an parallel zur P-Rücklösung freigesetztem Magnesium abbilden zu können. Die Prozesse der Phosphatfestlegung werden, bis auf den Einbau in die Biomasse, extern berechnet. Somit liefern die zusätzlichen Prozesse lediglich das Gesamtpotential an Phosphor, das in der Fäulung rückgelöst wird. Diese zusätzlichen Prozesse müssen auch bei der Definition der Schnittstellen berücksichtigt werden.

Als Ergebnis erhält man die maximale Phosphatkonzentration, die sich einstellen würde, wenn keinerlei Fixierungsprozesse stattfinden würden. Dieser Wert ist der Eingangswert für die Module zur Abbildung der P-Fixierung. Dies ist als externes, separates Modell definiert, das nur über Stoffströme mit dem Anaerobmodell verbunden ist. Hierfür müssen sämtliche Zustandsvariablen übergeben werden. Die eigentliche Berechnung findet parallel statt. Die folgende Grafik verdeutlicht das Vorgehen:

⁹ Da die Entwicklung des Phosphormodells vor der Entwicklung des Anaerobmodells im Toolkit stattfand, wurde nicht das Modell nach Gujer, 1996 gewählt. Aufgrund der Enkopplung des Phosphormodells vom Anaerobmodell ist dies zulässig.

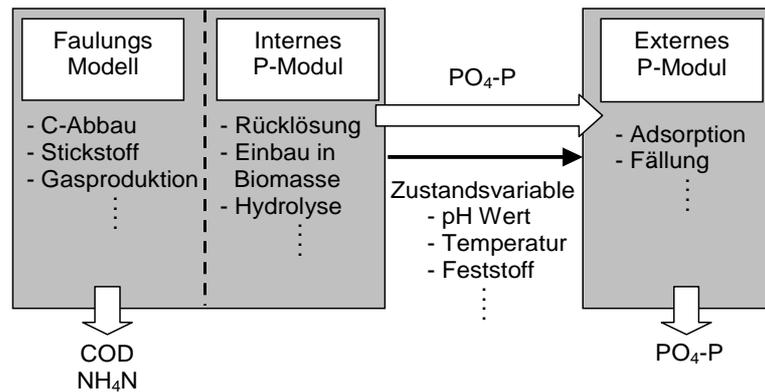


Abbildung 68: Vorgehen bei der modularen Vernetzung des externen P-Modells der Faulung

Diese Methode ist nur dort anwendbar wo unabhängige Prozesse ohne gegenseitige Beeinflussung und Rückkopplungen definiert werden können. Das ist bei der Festlegung durch Adsorption oder Fällungsprozesse von Phosphaten innerhalb der Faulungsreaktoren der Fall, da die Konzentration an gelöstem Phosphat die Wachstumsprozesse der Biomasse nicht limitiert. Die an die Biologie gebundenen Prozesse, wie Rücklösung und P-Aufnahme durch Wachstum, werden intern berücksichtigt. Daraus ergeben sich folgende Vorteile:

- Die Module können mit unterschiedlichen Faulungsmodellen gekoppelt werden.
- Eine getrennte Kalibrierung wird ermöglicht.
- Die Beschreibung der P-Fixierung kann sehr detailliert erfolgen.

Zur Abbildung der Fixierungsprozesse wurde ein Modell aus der Literatur ausgewählt. (Wild et al., (1997)). Das Modell, ein stationäres Modell zur Vorhersage der zu erwartenden Phosphatkonzentrationen im Ablauf der Faulung, wurde als stand-alone-Anwendung konzipiert und muss zunächst an die Methodik der modularen Modellkopplung angepasst werden.

Zur Beschreibung der Vorgehensweise wird die Kopplung mit dem Modell nach Wild et al., (1997) exemplarisch erläutert. In diesem Modell werden die einzelnen Fällungs- und Anlagerungsprozesse in Teilschritte zerlegt und als nicht spezifizierte Reaktionen erster Ordnung abgebildet. Die Gesamtposphatmenge, die freigesetzt wird, wird anhand des Abbaus der Organik berechnet. Dabei erfolgen die Schritte der Phosphat-Freisetzung und der Phosphat-Fixierung nacheinander. Dies ermöglicht die einfache Einbindung in das modulare Modellsystem, in dem in die Prozesse der Faulung und die der Fixierung unterschieden wird. Zunächst wird im ersten Schritt anhand des P-Gehaltes des Schlammes berechnet, wie viel Phosphat freigesetzt wird. Dabei werden drei Prozesse berücksichtigt:

- Abbau der organischen Feststoffe und Freisetzung der gebundenen Phosphate
- Hydrolyse des in der Biomasse eingebauten Polyphosphates (BioP)
- Rücklösung von an Eisen gebundenen Phosphat

Alle diese Prozesse werden bei der Umsetzung in das modulare System innerhalb des Faulungsmodells berechnet. Innerhalb der Modelle der Belebung wird detailliert die Einbindung in die Biomasse berechnet. Nach erfolgreicher Kalibrierung steht somit eine gute Datenlage hinsichtlich der Speicherung von Polyphosphaten zur Verfügung. Diese wird durch Abbildung von

Rücklöseprozessen innerhalb der Faulungsmodelle genutzt. Durch die Definition eines Phosphoranteils der organischen Feststoffe, erfolgt über die Desintegrations- bzw. Hydrolyseprozesse die Abbildung der Phosphatfreisetzung. Die Modelle für BioP enthalten auch Prozesse, die die chemische Phosphatelimination beschreiben. Hierin sind die Prozesse der Hin- und Rückreaktionen der Eisenhydroxide beschrieben, die in den Faulungsmodellen sowohl für die Freisetzung der Phosphate als auch für die Restreaktivität der Fällungschemikalien genutzt werden können. Somit kann der gesamte erste Schritt des Ausgangsmodells innerhalb des Faulungsmodells im gekoppelten Modellsystem berechnet werden.

Bei der Fällung werden vier Prozesse berücksichtigt, die die Fixierung über Eisen, Calcium, Aluminiumsilikat und MAP abbilden. Zudem wird die Adsorption an die Feststoffe berechnet. Aufgrund der langen hydraulischen Aufenthaltszeit in der Faulung erscheint es zulässig, stationäre Ansätze zu nutzen (Wild et al., (1997)). Diese Prozesse werden in der entwickelten Methodik durch das externe P-Modul ersetzt. Hierin werden die Fixierungsprozesse auf der Grundlage des übergebenen Phosphatwertes und der Zustandsgrößen des Faulungsmodells berechnet. Die folgende Grafik verdeutlicht das Vorgehen bei der externen Modellkopplung.

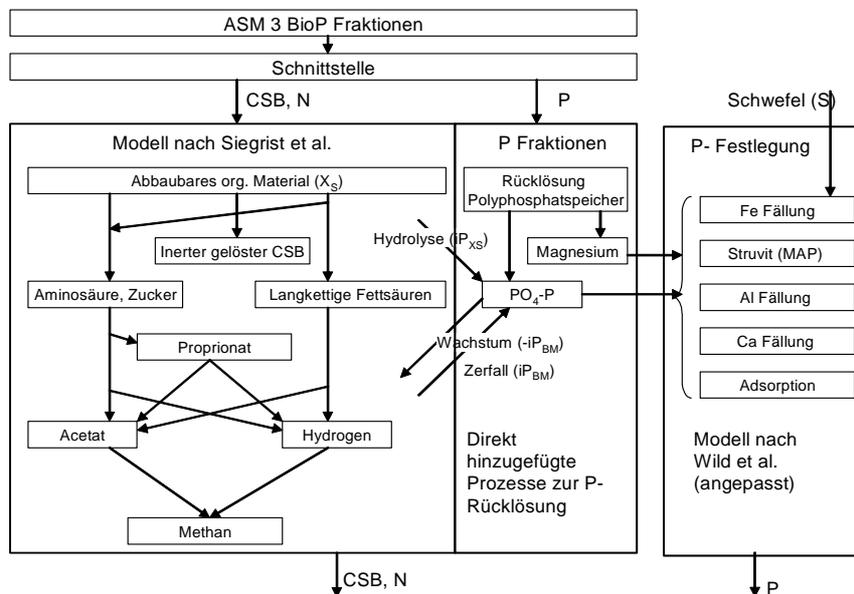


Abbildung 69: Methode zur externen Modellkopplung von Anaerobmodell (Siegrist et al., (2002)) und P-Fixierung (Wild et al., (1997)) und hinzugefügte Prozesse der P-Rücklösung

Dem Modell werden die im Faulungsmodell berechneten Werte für das rückgelöste Phosphat und das Magnesium übergeben. Über die Fixierungsprozesse wird die Reduktion des gelösten Phosphates berechnet und nur dieser Wert im Ablauf der Faulung übergeben. Für die festgelegten P-Fraktionen wird angenommen, dass keine Lösung der Fällprodukte stattfindet und dass Phosphat in gebundener Form als Feststoff vorliegt.

Modellierung des Biofilmverfahrens

Zur Abbildung von Biofilmreaktoren wurde von der FH Emden innerhalb des Verbundprojektes ein umfangreiches dynamisches Modell entwickelt und erprobt. Dies unterscheidet den Biofilm in unterschiedliche Bilanzräume die über Diffusionsprozesse gekoppelt sind. Entsprechend der komplexen Vorgänge innerhalb von Biofilmreaktoren wurde ein umfassendes, zweidimensionales Modellsystem erstellt, dass in dieser Form nicht in die Toolkitumgebung eingepasst werden kann. Daher werden für die Abbildung von Biofilmsystemen vereinfachte Modelle angewendet. Für die Dimensionierung stehen hierfür die Modelle der DWA zur Verfügung. Diese berechnen ein notwendiges Reaktorvolumen auf Basis der Flächen- bzw. Raumbelastung. Diese Modelle können im Bemessungspart des Toolkits implementiert werden und innerhalb des Modellierungsteils als Black-Box Modelle übertragen werden. Hierbei müsste jedoch eine konstante Leistungsfähigkeit der Reaktoren zugrunde gelegt werden, da aus diesen Modellansätzen keine Ablaufwerte in Abhängigkeit der Zulaufbelastung berechnet werden können. Hierfür stehen vereinfachte Modellansätze beispielsweise von Arvin und Harremoes, (1989) zur Verfügung. Jedoch muss auch für die Implementierung dieser Ansätze eine stationäre Lösung des Gleichungssystems erstellt werden.

Eine weitere Möglichkeit besteht in der Einbindung des Modells nach Perez et al., (2005). Hier wird ein Modell vorgestellt, für das eine analytische Lösung auf Basis von Iterationsrechnungen vorgestellt wird. Dies Modell beschreibt den Gleichgewichtszustand für ein Biofilmsystem auf Basis von Reaktionsgleichung 0-, bzw. 1.-Ordnung. Im Modell werden Wachstumsprozesse von heterotropher und autotropher Biomasse berücksichtigt. Der Substrattransport in den Biofilm wird über Diffusionsprozesse beschrieben. Als Eingangsgrößen werden die Biofilmoberfläche sowie die Zulauffracht erwartet. Als Unbekannte des Gleichungssystems verbleiben dann die Biofilmdicke sowie die Ablaufkonzentrationen für welche iterative eine Lösung ermittelt wird. Für die kinetischen und stöchiometrischen Größen müssen geeignete Angaben aus der Literatur angenommen werden. Tabelle 34 im Anhang zeigt die Prozessmatrix und die Stöchiometriematrix des Modells zur Abbildung der Prozess innerhalb des Biofilms.

Das Modell scheint für den Einsatz zur Verfahrensevaluation über eine stationäre Modellierung gut geeignet und wird für eine Implementierung in das Toolkit empfohlen.

Modellierung von Teichanlagen

Teiche werden oft als einfache natürliche Reinigungstechnologien bezeichnet. Dennoch sind die Prozesse, die in den Teichen ablaufen, durch eine hohe Komplexität geprägt. Die Einfachheit durch die Naturnähe der Technologie hat zwar Vorteile, bedeutet aber auch dass die Steuerungsmöglichkeiten im Vergleich zu anderen Technologien eingeschränkt sind. Die Prozesse laufen unter fast natürlichen Bedingungen ab und sind nur wenig durch technische Faktoren reguliert. Die Mechanismen in den Teichen werden damit größtenteils durch die vorherrschenden Rahmenbedingungen und Selbstregulierungsmechanismen in den Teichen beeinflusst. Vor allem die Sonneneinstrahlung, Wind und die Temperatur spielen bei den externen (nicht anthropogenen) Einflüssen eine große Rolle (V Sperling und Chernicharo, 2005).

Obwohl die ablaufenden Prozesse im Zusammenspiel mit den Einflussfaktoren hochkomplex sind, sind die in der Praxis verwendeten Bemessungsansätze meist sehr einfach gehalten (vgl. Analyse in Kapitel 0). Die gegenseitigen Relationen der Einflussfaktoren zu den Prozessen gehen dabei in den praktisch angewandten Bemessungsansätzen nicht explizit in die Formeln ein. In erster Linie spielen bei der Bemessung in der Praxis traditionell einfache reaktortheoretische Ansätze eine Rolle, in denen das komplexe Zusammenspiel der einzelnen Faktoren stark vereinfacht durch einen einzigen Parameter berücksichtigt wird: der Reaktionsrate erster Ordnung (k-Wert). Dieser Wert dominiert weitestgehend den Bemessungsvorgang und muss deswegen möglichst passend für verschiedene Teiche unter verschiedenen Rahmenbedingungen (Klima, Teichgeometrie, Hydraulik, ...) angesetzt werden.

Die Modelle für Anaerobreaktoren und Belebungsanlagen im Projekt basierten auf dynamischen Modellen. Sowohl für Belebungsanlagen als auch für Anaerobreaktoren existieren hierfür bereits zahlreiche dynamische Modellansätze und auch international bekannte Standardansätze. In Bezug auf Teiche stellt sich die Situation anders dar. Erste bedeutende Versuche zur dynamischen Simulation von Teichanlagen erfolgten bereits in den 70er Jahren. Dennoch liegt noch keine Standardreferenz zur dynamischen Teichsimulation mit dem internationalen Stellenwert des ASM 1-3 oder des ADM1 vor.

Betrachtet man sich die Verfahren der Biologischen Abwasserreinigung, so sieht man, dass diese generell durch eine Kombination aus aeroben und anaeroben Prozessen geprägt sind, die über verschiedene Mikroorganismen ablaufen. Dabei sind diese Prozesse und Mikroorganismen grundsätzlich die Selben, wie sie auch für die Selbstreinigungsleistung von Flüssen und Seen verantwortlich sind. Man nimmt an, dass der Abbau organischer Substanz auch in Teichen im Wesentlichen ähnlich zu denen in anderen biologischen Abwasserreinigungssystemen erfolgt (Pearson, 2005). Was Abwasserteiche somit hauptsächlich von anderen Reinigungstechnologien unterscheidet, ist das Vorkommen von Mikro-Algen in den Prozessen. Somit spielen auch für die Reinigungsleistung in Teichen grundsätzlich die aeroben und anaeroben Prozesse die entscheidende Rolle. Von Bedeutung ist dabei allerdings dass diese Prozesse im Zusammenspiel mit anderen Prozessen im Teich ablaufen. (z.B. hydraulische Bedingungen, Zonenbildung, photosynthetische Prozesse).

Diese Beobachtungen legen nahe, sich auch bei der Modellierung der grundlegenden dominanten Prozesse in Teichen an Modellierungsansätzen zu Belebungsanlagen und Anaerobreaktoren zu orientieren. Ein Modellkonzept auf Basis dieser Überlegungen war Teil der Forschungsarbeit in Teilprojekt C 1.2 des Verbundes. Dort wurden Anaerob- und Belebungsmodelle unter zusätzlicher Integration von Algenprozessen und einer entsprechenden hydraulischen Verschaltung zu dynamischen Modellen für Abwasserteiche zusammengesetzt. Die Modellierung der Zonen in den Teichen erfolgte durch entsprechende Kompartimente, die durch das ADM1 und ein um Algen erweitertes ASM3 abgebildet wurden. Über eine entsprechende hydraulische Verschaltung dieser Kompartimente konnten die Sedimentations- und Zirkulationsprozesse modelliert werden. Das erstellte Modellkonzept zeigte dort gute Ergebnisse. Das Modell ist viel versprechend und hat aufgrund der Vorgehensweise bei der Modellerstellung das Potential für eine internationale Anwendung. Auch die Berechnung verschiedener fiktiver Lastfälle zeigte ein plausibles Modellverhalten.

Diese Ergebnisse legen es nahe, sich auch bei der Teichmodellierung im Toolkit an diesem Konzept zu orientieren. Wie das Teilprojekt C 1.2 zeigte, kann durch die Verschaltung der einzelnen aeroben, anoxischen und anaeroben Reaktoren ein Teichmodell zusammengesetzt werden, wie es (unter stationären Annahmen) dann auch im Toolkit erfolgen kann. Zum Einen könnte dies durch eine Verschaltung der oben dargestellten Modelle zu Anaerobreaktoren und Belebungsbecken flexibel erfolgen, zum Anderen ist es denkbar ein eigenes Modul für verschiedene Teichtypen zu entwickeln, dem die Idee der Kopplung zu Grunde liegt. Im ersteren Fall würden die bisher entwickelten Modelle im Toolkitprojekt zum Tragen kommen, da es bei den Modellen ohnehin Ziel war, eine gegenseitige Kopplungsmöglichkeit zu gewährleisten. Dies spricht für die flexible Gestaltung der Modelle. Im zweiten Fall kann grundsätzlich nach dem in diesem Bericht beschriebenen Verfahren der Modellentwicklung vorgegangen werden. In beiden Fällen ist es erforderlich, eine angemessene hydraulische Verschaltung und Parametrierung durchzuführen. Für Anaerobteiche und belüftete Teiche stellt die hydraulische Verschaltung und die Abbildung der Sedimentationsprozesse die hauptsächliche Erweiterung dar. Ein größerer Eingriff in die biochemischen Gleichungen ist nicht erforderlich. Für Fakultativteiche sind zusätzlich Algenprozesse zu integrieren.

Diese Vorgehensweise ist viel versprechend. Dennoch handelt es sich bei den in Teilprojekt C 1.2 entwickelten dynamischen Teichmodellen um einen neuen Modellansatz, der Anpassungen und ggf. Vereinfachungen erfordert, um eine Anwendbarkeit unter verschiedenen Rahmenbedingungen testen zu können und die Anwendung zu erleichtern. Wie bei allen Modellen erfordert dies eine Kalibrierung und Validierung anhand zusätzlicher praktischer Daten. Für nähere Ausführungen wird auf den Abschlussbericht zu Teilprojekt C 1.2 verwiesen. Die Abbildung der Teiche im Toolkit muss sich an diesen Anpassungen orientieren. In der Projektphase wurde deswegen kein explizites Teichmodell erstellt. Zum Projektende wird deswegen empfohlen, belüftete und Anaerobteiche durch die Verschaltung der Anaerob- und Belebungsbeckenmodelle durchzuführen. Es muss jedoch darauf verwiesen werden, dass dabei großer Wert auf eine passende hydraulische Verschaltung gelegt werden muss, da sich die hydraulischen Parameter als sehr sensitiv erwiesen. Wie es bei den traditionellen reaktortheoretischen Ansätzen erforderlich ist, den k -Wert aus Erfahrungs- und Literaturwerten passend anzusetzen, der das Ergebnis beeinflusst, so beeinflusst hier die Art der Verschaltung das Ergebnis. Damit ist das Vorgehen im Toolkit zum gegenwärtigen Zeitpunkt eher für „Teicherfahrene“ Anwender geeignet, die eine geeignete hydraulische Verschaltung entsprechend der Rahmenbedingungen abschätzen können oder aber die Möglichkeit haben, die Parameter aus Messdaten ähnlicher Systeme abzuschätzen.

7.4.3.10 Ökonomie

Erstellung der Berechnungsansätze

Die üblicherweise (bspw. in Fachpublikationen) veröffentlichten Kostendaten von Kläranlagen beziehen sich auf Ganzjahreswerte, gelegentlich sogar ohne Unterscheidung einzelner Kostenarten (Investitionskosten, Betriebskosten, Personalkosten etc.). Andere Angaben beziehen sich wiederum lediglich auf Einwohnergleichwerte, ohne zu berücksichtigen, dass manche Kosten von anderen Parametern stärker beeinflusst werden.

Für die Berechnung/Prognose der Kosten, wie sie im Wirtschaftlichkeitsmodul des Toolkit erfolgt, greifen diese Ansätze also nicht weit genug. Denn die Reinigungskosten der einzelnen Anlagenkomponenten (mechanische Reinigung, Belebung etc.) hängen von der Schmutzfracht ab, mit der das Abwasser bei ihnen eintrifft. Besonders für später erfolgende Reinigungsschritte gleicht das zu reinigende Abwasser nicht mehr dem Eingangswert (wegen der bereits erfolgten Teilreinigung).

Aus diesem Grund erfolgte eine Modifikation und Aufbereitung der vorhandenen Daten derart, dass die Kostenfunktionen für die einzelnen Verfahrensschritte von dem Parameter abhängen, der als Kosten treibend angesehen wurde. Für die hier im Toolkit ökonomisch abgebildeten Verfahren hat das Projektteam folgende Kosten treibenden Parameter identifiziert:

Tabelle 14: Kosten treibende Parameter

Verfahren	Kosten treibender Parameter
Belebungsanlagen	Stickstoff (N)
Biofilmverfahren	BSB ₅
Teichanlagen	BSB ₅ /N
Mechanisch	m ³ /h

Der Bezug auf die Einwohnergleichwerte der Kostenfunktionen stellt klar einen Nachteil dar. Die praktische Verwendung der in der Literatur angegebenen Funktionen ist aufgrund der unterschiedlichen Abwassermengen und Schmutzfrachten pro Einwohner problematisch. Zur Ergänzung wurden deshalb die vorhandenen Formeln umgerechnet.

Dazu wurden zuerst diejenigen Bezugsgrößen jeder Verfahrensart ermittelt, die die Kosten maßgeblich beeinflussen. Bei Belebungsanlagen in Europa (welche eine vollbiologische Reinigung einschließlich Nährstoffelimination bringen müssen) ist beispielsweise die Stickstofffracht der Preis treibende Faktor.

So lautete die alte Funktion für die Energiekosten bei einer Belebungsanlage (Bohn, 1993):

$$\text{Strompreis} * 2,16 * \text{EWG} * 1,15 \quad (56)$$

Nach Umrechnung sind die Kosten nicht mehr von den EWG sondern nun von der Stickstofffracht pro Tag abhängig:

$$\text{Strompreis} * 2.160 * \text{kg N/d} * 1,15 \quad (57)$$

Weitere umgerechnete Funktionen stehen in nachfolgender Tabelle:

Tabelle 15: Verschiedene modifizierte Kostenfunktionen (Kosten pro Einwohner, basierend auf: Bohn, 1993; Rosenwinkel et al., 1998; ATV, 1994)

Verfahrensart	Belebungsanlagen	Biofilmverfahren	Teichanlagen
Investitionskosten	$42.894 * (100 * (\text{kg N/d})^{-0,39})$	$19.970 * 16,666 * (\text{kg BSB}_5/\text{d})^{-0,325}$	$171.171 * 166,666 * 0,1 * (\text{kg BSB}_5/\text{d})^{-1,064}$
Planungskosten	10 % der Investitionskosten		
Personalkosten ¹⁰	$800 * (100 * (\text{kg N/d})^{-0,4248})$	$1,458 * 16,666 * (\text{kg BSB}_5/\text{d})^{0,657} * 12$	$4 + 0,0005 * 166,666 * 0,1 * \text{kg BSB}_5/\text{d} * 12$
Energiekosten ⁷	$2.160 * \text{kg N/d} * 1,15 * \text{Strompreis}$	$15 * 16,666 * \text{kg BSB}_5/\text{d} * \text{Strompreis}$	---
Reinigungskosten ¹¹	$140 * (20 * (\text{kg N/d})) + 200.000$	$(16,666 * (\text{kg BSB}_5/\text{d})) * (256 * (16,666 * (\text{kg BSB}_5/\text{d}))^{-0,839})$	---
Betriebsmittel		---	---
Verwaltungskosten	20 % der Personalkosten		
Instandhaltungskosten	Prozentual, auf die Investitionskosten bezogen		

Auf diese Weise können auch unterschiedliche Nährstoffbelastungen bei den Kosten berücksichtigt werden, was allein über den Bezug zu den EWG nicht möglich wäre.

Die Berechnung der Kapitalkosten basiert auf den prognostizierten Investitionskosten. Unter Berücksichtigung der Projektlaufzeit und der Kreditzinsen (vom Nutzer anzugeben) kann so eine

¹⁰ Jahreskosten

¹¹ In den Literaturdaten waren i.d.R. die Reinigungskosten in den Kosten für die Betriebsmittel enthalten.

Annuität berechnet werden, die den Betrag angibt, der jährlich für die Kredittilgung und Zinszahlungen aufzubringen ist.

Für die Berechnung der Abschreibungen wurde die vereinfachende Annahme getroffen, dass die Abschreibungen linear vorzunehmen sind, sowie dass keine Unterscheidung zwischen den einzelnen Anlagenkomponenten erforderlich ist.

Ferner hängen die Kosten der Abwasserbehandlung auch stark von ortsspezifischen Größen ab. Um diese Faktoren im Toolkit zu berücksichtigen, wurden für vorgegebene Merkmale Korrekturfaktoren (basierend auf ATV, 1994) in das Berechnungsmodell integriert:

Tabelle 16: Korrekturfaktoren für örtliche Verhältnisse (ATV, 1994)

Anlagenaufbau	Kompakt	normal	ausgedehnt
	0,9	1	1,1
Gelände	Klein	normal	weitläufig
	0,5	1	1,5
Technisierungsgrad	Gering	mittel	hoch
	0,9	1	1
Ausbildungsstand	ausreichend	überwiegend Kräfte	angelernete
	1	1,15	
Klima	mäßige Winter	extreme Winter	
	1	1,1	

Die Kostenkurven basieren ferner fast ausschließlich auf Daten aus Deutschland oder anderen Industrieländern. Um die unterschiedlichen Kostenniveaus in den einzelnen Zielländern (das Toolkit zielt schließlich auf Anwender in Entwicklungs- und Schwellenländern ab) zu berücksichtigen, wurde daher eine weitere Korrekturvariable eingebaut: Über einen BIP-Faktor soll dem unterschiedlichen Preisniveau zwischen Deutschland (also dem Land, aus dem die Datenbasis stammt) und dem Zielland (für das die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung erfolgen soll) Rechnung getragen werden. Dabei wird das Bruttoinlandsprodukt pro Kopf (BIP, aktuelle Angaben aus dem World Economic Outlook Report des Internationalen Währungsfonds, IMF, 2005) Deutschlands mit dem BIP pro Kopf des betrachteten Landes in Relation gesetzt und mit den ermittelten Kosten multipliziert.

Die Kosten der Abwasserbehandlung differieren örtlich und zeitlich stark, eine exakte Vorhersage der für ein Abwasserprojekt zu erwartenden Kosten kann nicht erfolgen. Ziel der im Toolkit-Wirtschaftlichkeitsmodell beinhalteten ökonomischen Bewertung ist es daher, einen Vergleich zwischen verschiedenen Konzepten zur Abwasserbehandlung zu bieten.

Für diesen Alternativenvergleich ermittelt das Toolkit für jede Variante den Barwert (engl.: present value). Der Barwert ist der Wert aller zukünftigen Zahlungsströme (negativ (Ausgaben) und positiv (Einnahmen – hier nicht relevant)). Eine allgemein verwendete Formel zur Berechnung des Barwertes lautet

$$BW = \sum_{t=1}^n d_t (1+i)^{-t} \quad (58)$$

wobei d_t der Zahlungsstrom in Periode t ist und i der Kalkulationszinsfuß.

Der Barwert gibt den heutigen Wert einer Investition an. Er hat den gleichen Wert wie die Summe aller mit der Investition zusammenhängenden Zahlungsströme. Mit dem Barwert lassen sich Investitionen vergleichen, bei denen Zahlungsströme zu verschiedenen Zeitpunkten fällig werden.

Die für einen Wirtschaftlichkeitsvergleich erforderliche Berechnung des zu erwartenden Barwertes für eine Projektalternative erfolgt im ökonomischen Modell vierstufig:

1. Abfrage der Eingangsdaten
2. Berechnung der Jahreskosten
3. Hochrechnung der Projektkosten
4. Ermittlung des Barwerts

In einem ersten Schritt muss der Anwender alle für die Berechnung relevanten Information in die Eingabemaske eintragen (bzw. einige Daten können aus dem technischen Abwasservektor übernommen werden). Im Einzelnen wird gefragt nach (siehe auch Abbildung 70):

- Komponenten und Verfahrenstechniken, aus denen sich die vorgeschlagene Alternative zusammensetzt (kann ggf. mit dem technischen Vektor verknüpft werden).
- Die bei den einzelnen Komponenten zu erwartende, eintreffende Schmutzfracht (kann ggf. mit dem technischen Vektor verknüpft werden).
- Verschiedene ökonomische Werte, die für die Berechnung benötigt werden (Strompreis, Lohnkosten, Inflation, Kreditzins etc.).
- Angaben zur Anlage und zum sozio-ökonomischen Hintergrund (Aufbau, Gelände, Ausbildungsstand etc.).

- Auswahl des Landes, in dem das Projekt realisiert werden soll (dient zur Anpassung des Kostenniveaus über den BIP-Faktor).

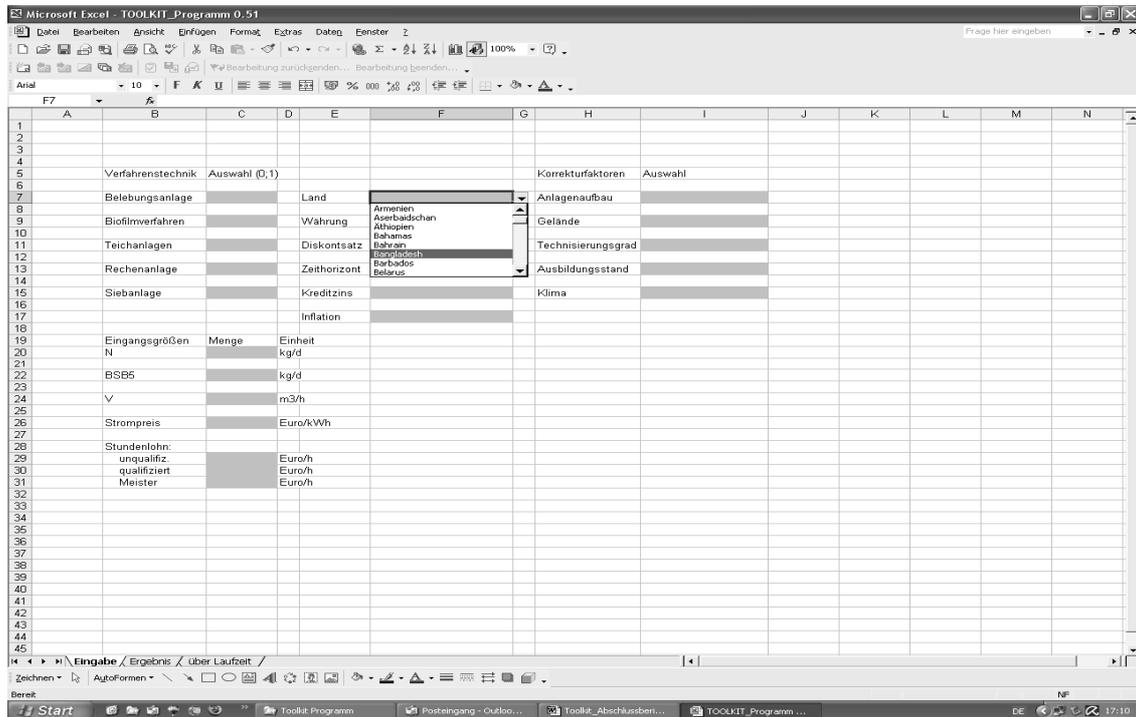


Abbildung 70: Abfrage der Eingangsdaten im ökonomischen Teilmodell (teilweise über Drop-Down-Menüs)

Basierend auf den Eingaben berechnet das Modell im nächsten Schritt die Kosten für das erste Jahr für die ausgewählten Komponenten und fasst diese anschließend pro Kostenart zusammen

Im darauf folgenden Schritt erfolgt eine Hochrechnung der Jahreskosten über die vorgegebene Projektlaufzeit, unter Berücksichtigung der vom Anwender vorher eingegebenen Projektlaufzeit (wobei die Planungs- und Investitionskosten [Bau] selbstverständlich nicht hochgerechnet werden, da sie nur zu Projektbeginn anfallen).

Im letzten Berechnungsschritt ermittelt das ökonomische Teilmodell den Barwert für die jeweilige Projektalternative. Dieser Barwert kann anschließend mit den Ergebnissen der anderen Berechnungen verglichen und so die (unter den gegebenen Modellrestriktionen) günstigste Variante ausgewählt werden. Für einen differenzierteren Vergleich kann das ökonomische Modell den Barwert auch in einen Kapitalkostenteil (CAPEX) und einen Betriebskostenteil aufteilen.

Validierung der Ansätze

Das aufgestellte ökonomische Teilmodell (Wirtschaftlichkeitsmodul) soll nun auf ein Referenzprojekt angewandt werden, um herauszufinden, ob plausible Ergebnisse berechnet werden können.

Als Beispielanlage wurde die Kläranlage Koblenz gewählt. Die Anlage wurde 1992 auf eine Ausbaugröße von 320.000 Einwohnerwerte erweitert. Sie ist als vorgeschaltete Denitrifikation ausgelegt und besteht aus einer Vorklärung, der ersten biologischen Stufe aus Tropfkörpern und einer zweiten biologischen Stufe, die mit belebtem Schlamm arbeitet. Als Nachklärung dienen horizontal durchströmte Rechteckbecken. Die Anlage ist zweistraßig ausgelegt, wobei sowohl in den neuen als auch den alten Straßen der Belebungs starke Stoffgradienten aufgrund der lang gezogenen Becken gemessen wurden. Die Anlage wird in Wichern (2009) näher beschrieben.

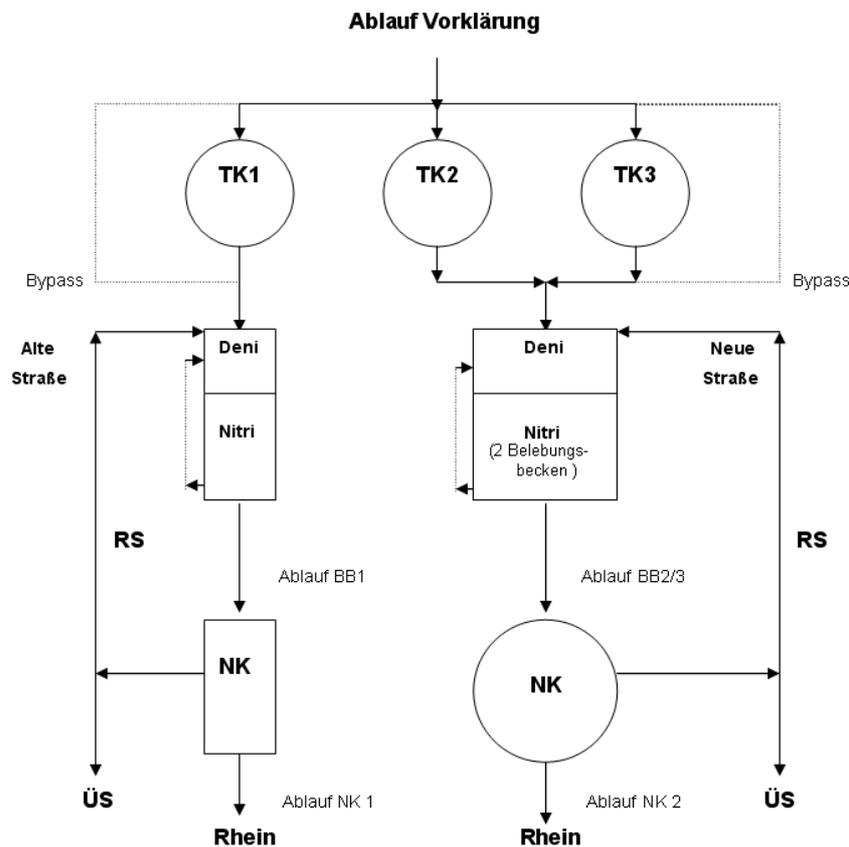


Abbildung 71: Kläranlage Koblenz (aus Wulf, 1999)

Im Zulauf lagen Messdaten zum gesamten und filtrierten sowie zum leicht abbaubaren CSB vor. Da es sich im Toolkitprojekt um stationäre Ansätze handelt, wurden die Werte für diesen Zeitraum gemittelt und als Eingabegrößen für die Berechnung im Toolkit verwendet. Das BSB/TKN-Verhältnis im Zulauf ist mit drei relativ gering. Die Zulauffracht der neuen Straße unterscheidet

sich von der alten geringfügig durch die Tatsache, dass zusätzlich Abwasser aus der Papierproduktion eingeleitet wurde.

Tabelle 17: Für die Berechnung gemittelte Zulaufwerte der Anlage Koblenz

Zuflussgröße		Zulauf Strasse alt	Zulauf Strasse neu
Zufluss Q	[m³/d]	9376	19752
BSB	[mg/l]	181	185
CSB hom	[mg/l]	424	432
CSB fil	[mg/l]	235	248
TKN	[mg/l]	59	57
NH₄	[mg/l]	39	37
NO₃	[mg/l]	0,006	0,033

Vorab sind hier allerdings zwei Einschränkungen zu machen:

- Die Berechnung erfolgt für eine Kläranlage in Deutschland. Dies steht im Gegensatz zu der Vorgabe, dass das Wirtschaftlichkeitsmodul für einen exportorientierten Einsatz konzipiert werden sollte. Eine Überprüfung des integrierten Länderkorrekturfaktors (s. Kapitel 7.4.3.10) konnte daher nicht erfolgen.
- Es konnten nicht für alle Anlagenkomponenten Kostenkurven entwickelt werden. Die Referenzanlage konnte daher nicht vollständig mit dem Wirtschaftlichkeitsmodell nachgebildet werden. Die erarbeiteten Funktionen reichten aber aus, um die einzelnen Kostenkomponenten zu verknüpfen und so ein Ergebnis für die Wirtschaftlichkeitsberechnung zu erzielen.

In die Berechnung gingen folgende Eingangsdaten ein (neben den o.g. technischen Parametern):

- Kreditzins: 6 % (EZB-Leitzins für April 2009, plus Risikoaufschlag, inkl. Inflationsberücksichtigung)
- Inflation: 2 % p.a. (EZB-Zielwert)
- Annahmen für die Personalkosten:
 - o Unqualifizierte Mitarbeiter: 8,02 Euro/h plus Lohnnebenkosten (vereinbarter Mindestlohn zwischen ver.di, Vereinigung der kommunalen Arbeitgeberverbände und dem Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft)
 - o Qualifizierte Mitarbeiter: 2.343 Euro/Monat plus Lohnnebenkosten (Quelle: www.gehaltsvergleich.com, in Ermangelung besserer, verfügbarer Daten)

- Meister: 2.853 Euro/Monat plus Lohnnebenkosten (Quelle: www.gehaltsvergleich.com, in Ermangelung besserer, verfügbarer Daten)
- Stromkosten: 0,1 Euro/kWh (vgl. Seibert-Erling und Etges, 2007)
- Weitere getroffene Annahmen für die Korrekturfaktoren (siehe Kapitel 7.4.3.10):
Anlagenaufbau (normal), Gelände (normal), Technisierungsgrad (mittel),
Ausbildungsstand (ausreichend), Klima (mäßige Winter)
- Betrachtungshorizont: 20 Jahre

Tabelle 18 fasst die Berechnungsergebnisse des Wirtschaftlichkeitsmoduls zusammen (dargestellt sind die jeweiligen Jahreskosten für das 1. Betriebsjahr, sowie die Investitionskosten).

Tabelle 18: Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsberechnung

Bezeichnung	Jahreskosten (in Euro)
Investitionskosten (Planung)	3.805.706
Investitionskosten (Bau)	38.057.069
Personalkosten	88.602
Energiekosten	8.898
Reinigungskosten (Chemikalien)	N.A.
Betriebsmittel	300.304
Instandhaltung	3.805.706
Verwaltung	17.720
Abschreibungen	2.093.138
Kapitalkosten	3.649.787

Für die Kosten der gesamten Laufzeit hat das Wirtschaftlichkeitsmodul einen Barwert in Höhe von 124 Mio. Euro berechnet. Dieser unterteilt sich in einen Barwert in Höhe von rund 72 Mio. Euro für die Kapitalkosten (CAPEX) und rund 53 Mio. Euro für die Betriebskosten (OPEX).

Betrachtet man die Berechnungsergebnisse kritisch, muss festgestellt werden, dass die prognostizierten Kosten für Personal, Energie, Betriebsmittel und Verwaltung als realistisch einzustufen sind. Die Prognose für die Baukosten erscheint hingegen zu hoch. Da die Planungskosten, Instandhaltungskosten sowie die Abschreibungen und Kapitalkosten (Finanzierungskosten) in einem Zusammenhang (verknüpfte Kostenkurven) zu der Höhe der Baukosten stehen, sind diese ebenfalls tendenziell zu hoch. Die Tatsache, dass die

Referenzanlage nicht vollständig abgebildet werden konnte und somit Vorreinigungsleistungen nicht berücksichtigt werden konnten, scheint als Erklärung für eine anzunehmende Überdimensionierung im Wirtschaftlichkeitsmodell plausibel.

Dennoch, trotz vorgenannter, tendenziell zu hoch angesetzter Investitionskosten, ist im Endergebnis das Verhältnis von CAPEX zu OPEX 57:43 und kommt damit der üblichen Daumenregel von 60:40 sehr nahe.

7.4.3.11 Ökologie: Energieverbrauch

Da es sich bei den ökologischen Kriterien in erster Linie um Einträge in die Umwelt oder Ressourcenverbräuche handelt, bietet sich grundsätzlich eine quantifizierte Bewertung an. Wie unten noch näher erläutert wird, liegen für die einzelnen ökologischen Kriterien sowohl qualitative als auch quantitative Ansätze in der Literatur vor. Beide Ansätze sollen deswegen in Betracht gezogen und kurz diskutiert werden.

Bewertung einzelner Module

Das Kriterium Energieverbrauch soll als Indikator für eine überschlägige Abschätzung des zu erwartenden durchschnittlichen Energieverbrauchs der Anlage dienen. Abgeschätzt wird in erster Linie der technische (meist elektrische) Energieverbrauch für den tatsächlichen Betrieb der Anlage. Verwaltungsgebäude könne aber teilweise mit in die Bewertung eingehen.

Bei der Bewertung des Energiebedarfs spielen die Belüftungseinrichtungen eine entscheidende Rolle. Die Belüftungsvorrichtungen machen in der Regel einen Großteil des Energiebedarfs aus und beanspruchen oft mehr als die Hälfte des Gesamtenergieverbrauchs für sich (Nowak, 2003). Bei der Berechnung der Energie für die Belüftungseinrichtung eines Belebungsbeckens ist es grundsätzlich denkbar, auf die Formel für die Berechnung des Sauerstoffeintrags zurückzugreifen, wie sie oft auch bei der dynamischen Simulation Verwendung findet, da die stationären technischen Berechnungsansätze auf den dynamischen Modellen basieren. Dabei ist r_{aer} [g/m³·d] aus der Berechnung bekannt und ist definiert mit (59).

$$r_{aer} = 1,024^{(T-20)} \alpha kla_{20} (SO_{2sat} - SO_2) \quad (59)$$

mit r_{aer} = Sauerstoffeintrag [g/m³ d] ; SO_{2sat} = Sättigungskonzentration gelösten Sauerstoffs [g/m³] ; SO_2 = Sauerstoffkonzentration im Becken [g/m³] ; T = Temperatur [°C] ; αkla_{20} = Belüftungskoeffizient [1/d].

SO_{2sat} kann in Abhängigkeit der Temperatur abgeschätzt werden:

$$SO_{2sat} = 13,89 - 0,3825T + 0,007311T^2 - 0,00006588T^3 \quad (60)$$

Der Betrag von r_{aer} entspricht im stationären Fall ferner der Differenz aus der zulaufenden Sauerstofffracht und der ablaufenden Fracht und der kinetischen Prozesse für Sauerstoff. Für den Energiebedarf gilt, je nachdem ob Druckbelüftung oder eine Oberflächenbelüftung vorliegt :

$$P = \frac{r_{aer} \cdot SO_{SAT} \cdot V_{BB}}{\alpha \cdot R_{Luft} \cdot 1.024^{(T-20)} \cdot (SO_{SAT} - SO)} \cdot \rho \cdot g \quad (61)$$

für Druckbelüftung, und

$$P = \frac{r_{aer} \cdot SO_{sat} \cdot V_{BB}}{1.024^{(T-20)} \cdot (SO_{sat} - SO) \cdot \alpha \cdot O_P \cdot 1000} \quad (62)$$

für Oberflächenbelüftung.

R_{Luft} = Spezifische Sauerstoffzufuhr pro Volumen und Eintautiefe in Reinwasser bei $SO = 0$ und Normtemperatur [$g/(m^3 \cdot m)$]. h_{Luft} = Tiefe der Belüftung [m], V_{BB} = Beckenvolumen [m^3], α = Sauerstoffübertragungsfaktor [-], O_P = Sauerstoffertrag [$kg \ O_2/kWh$] und q_{Luft} = Luftvolumenstrom (Normvolumenstrom) [m^3/d] mit den Normbedingungen wie R_{Luft} .

Dennoch kann es für eine erste Abschätzung sinnvoll sein, einen einfacheren Ansatz für die Berechnung der Belüftungsenergie zu verwenden, der weniger Eingabegrößen erfordert und konsistent mit der Berechnung der anderen Energieverbräuche ist. Darauf wird im Text noch einmal eingegangen.

Für Belüftete Fakultative Teiche, die im Gegensatz zu Fakultativen Teichen ebenfalls eine technische Belüftung erfordern, gibt Von Sperling (2005) eine Berechnung auf Basis des Sauerstoffbedarfs an. Basierend auf einer einfachen Sauerstoffbedarfsrechnung wird durch Einbeziehung der Belüftungseffizienz [kgO_2/kWh] der Energieverbrauch berechnet:

$$OR = a \cdot Q \cdot (S_0 - S) / 1000 \quad (63)$$

OR = Oxygen Requirement [kgO_2/d]

a = Koeffizient (zwischen 0,8 und 1,2 $kgO_2 / kgBSB_5$)

Q = Zufluss [m^3/d]

S_0 = Gesamte (gelöste + partikuläre) BSB_5 -Konzentration im Zufluss [g/m^3]

S = gelöste BSB_5 - Konzentration im Abfluss [g/m^3]

Und damit

$$P = OR / (24 OE) \quad (64)$$

mit

P = Leistung (kW)

OR = Oxygen Requirement [kgO₂/d]

Trotz der Einfachheit des Ansatzes kann davon ausgegangen werden, dass die Verwendung des zufließenden BSB₅ als Basis für die Berechnung des Sauerstoffverbrauchs in den meisten Fällen genauso effektiv ist wie andere Ansätze, die dafür in der Literatur existieren (EPA, 1983). Der Wert für die Belüftungseffizienz (OE) muss individuell entsprechend des Belüftungstyps und der Herstellerangaben angesetzt werden. Die Herstellerangaben sind dabei üblicherweise für Standardbedingungen (20°C, kein Salzgehalt, Normaldruck, sauberes Wasser, kein gelöster Sauerstoff) angegeben, um eine gemeinsame Basis für einen Vergleich zu schaffen. Für Standardbedingungen liegt der Wert zwischen 1,2 und 2,0 kgO₂/kWh. In EPA (1983) wird ein Wert von 1,9 kgO₂/kWh angegeben. Es wird jedoch empfohlen, die Herstellerangaben zu beachten. Da unter realen Bedingungen der Wert für die Belüftungseffizienz kleiner angesetzt werden muss, empfiehlt Von Sperling (2005) einen entsprechenden Abminderungsfaktor zu berücksichtigen, der zwischen 0,55 und 0,65 liegt.

Ein äquivalenter Ansatz wird von EPA (1983) vorgeschlagen. EPA (1983) berechnet dabei die Abminderung unter realen Bedingungen durch:

$$N = N_a (\alpha (1,025)^{TW-20} (C_{SW} - C_L) / C_S)^{-1} \quad (65)$$

mit

N = Äquivalenter Sauerstofftransfer zu Leitungswasser bei Standardbedingungen [kg/h]

N_a = Sauerstoff zur Abwasserbehandlung [kg/h]

α = Sauerstofftransfer Abwasser/Sauerstofftransfer Leitungswasser = 0,9

TW = Abwassertemperatur [°C]

C_{SW} = β C_{SS} P

β = Abwassersauerstoffsättigung/Leitungswassersauerstoffsättigung = 0,9

C_{SS} = Sauerstoffsättigung Leitungswasser bei Temperatur TW

P = Verhältnis barometrischer Druck des Teichs zu barometrischem Druck bei Meeresspiegellhöhe = ca. 1 pro 100m

C_L = Minimale Sauerstoffkonzentration im Abwasser [mg/l]

C_S = Sauerstoffsättigungskonzentration bei 20°C und normalem Luftdruck = 9,17 mg/l

Die Teichwassertemperatur im Sommer kann dafür abgeschätzt werden mit der Mancini/Barnhart Gleichung (US-EPA, 1983):

$$T = (A \cdot f \cdot T_{Luft} + Q \cdot T_i) / (A \cdot f + Q) \quad (66)$$

mit

T = Temperatur im Teich [°C]

f = Proportionalitätsfaktor [kg/h]

A = Teichfläche [m²]

Q = Zufluss [m³/d]

T_{Luft} = Lufttemperatur (Sommer) [°C]

T_i = zufließende Abwassertemperatur [°C]

Anschließend wird nach Berücksichtigung eines Spitzenzuflussfaktors, den Herstellerangaben zur Belüftungseffizienz und des Motorwirkungsgrades der Energiebedarf berechnet.

Für das Toolkit macht es Sinn, die Berechnung der Abminderung in EPA (1983) zur Berücksichtigung der lokal vorherrschenden Bedingungen aufzugreifen und alternativ eine Vorgabe der Abminderung wie in von Sperling (2005) ermöglicht werden. Die Ansätze ermöglichen in jedem Fall nur eine erste Abschätzung.

Komplett durchmischte belüftete Teiche benötigen im Gegensatz zu Fakultativen belüfteten Teichen neben der reinen Belüftung für die biologischen Abbauprozesse zusätzliche Energie, um die komplette Durchmischung zu gewährleisten. Von Sperling (2005) berechnet den nötigen Energiebedarf damit mit

$$P = V \phi \quad (67)$$

mit

P = Leistung (W)

V = Volumen [m^3]

Φ = Power level [W/m^3] $\geq 3 W/m^3$

EPA (1983) unterscheidet dagegen zwischen der Leistung für eine komplette Flüssigkeitsdurchmischung (ca. $5,9 kW/m^3$) und der Leistung, um die Feststoffe in Suspension zu halten (ca. $2,96 kW/1000m^3$). Die Daten sind jedoch relativ alt. Für nähere Angaben wird auf die entsprechende Literatur verwiesen (US EPA, 1983; Benefield und Randall, 1980; Malina et al., 1972, AQUA-AEROBIC-SYSTEM, 1981). Im Einzelfall ist es immer sinnvoll, Herstellerdaten heranzuziehen. Die gesamte benötigte Motorleistung wird in EPA dann unter Berücksichtigung des Wirkungsgrades berechnet.

Neben den beschriebenen Formeln zur Berechnung der Belüftungsleistung enthält EPA (1983) weiterhin eine Tabelle mit empirisch ermittelten Werten für den Energiebedarf verschiedener Teichsysteme in Abhängigkeit des Zuflusses. Die Basis dieser Tabelle bildeten Fitting-Kurven in Wesner et al (1978). Aufgrund des relativ hohen Alters der empirischen Daten kann für das Toolkit eine Verwendung der oben beschriebenen Formeln sinnvoller sein. Für weitere Details zu diesem Ansatz, sowie zu den Belüftungsformeln wird jeweils auf die Originalliteratur verwiesen.

Neben der Betrachtung der Belüftungsleistung spielen weitere Energieverbräuche eine Rolle auf der Anlage. Eine umfassende Aufstellung zur Berechnung des elektrischen Energiebedarfs für sämtliche mit einem elektrischen Antrieb versehenen typischen Anlagenteile einer Abwasserreinigungsanlage findet sich in Böhnke et al (1993). Die Werte wurden dabei zum einen der Literatur entnommen, zum anderen resultieren sie aus Gesprächsergebnisse bei Anlagenbetreibern und Herstellern von Ausrüstungsteilen her (Tabelle 19). Als zusätzliche Information werden von Böhnke et al (1993) Angaben zum Energieverbrauch von Umwälzeinrichtungen (leistungsseitig) angegeben (Tabelle 20). Als tägliche Betriebszeit wird 24 h angesetzt. Ein intermittierender Betrieb kann über Faktoren berücksichtigt werden. Nähere Angaben zu den Werten in den Tabellen enthalten Böhnke et al (1993), Steinle (1986) und Beckereit (1988). Tränckner (2000) und Müller et al (1994) geben den spezifischen Energieverbrauch mechanischer Reinigungsstufen ebenfalls als lineare Funktion des Abwasserzuflusses an (Tabelle 21). Bei einem Vergleich der Berechnungsergebnisse beider Ansätze durch Nachrechnung zeigen sich Unterschiede. Ferner gehen Böhnke et al (1993) in der Formel von einem konstanten Anteil aus (Faktor b) während Tränckner (2000) nur darauf verweist, dass die mechanische Reinigung durch eine Vielzahl konstanter Verbraucher und diskontinuierlich arbeitender Aggregate geprägt ist, die nicht von der Zulaufwassermenge abhängig sind.

Tabelle 19: Energieverbräuche verschiedener Anlagenteile (nach Böhnke et al, 1993)

Anlagenteil	Bezugsgröße x	Energieverbrauch E [kWh/h]		Tägl. Laufzeit [h/d]
Unterwasserpumpen	Förderleistung [m³/h]	$E=ax+b$	$a=0,128; b=2,45$	12
Pumpwerke (Unterwasserpumpen, trock. aufgest. Pumpen, selbstansaug. Pumpen)	Förderleistung [m³/h]	$E=ax+b$	$a=0,128; b=2,45$	12
Siebanlagen	Durchsatz [m³/h]	$E=ax+b$	$a=0,001; b=0,132$	12
Feinrechenanlage	Durchsatz [m³/h]	$E=ax+b$	$a=0,003; b=0,133$	4
Belüft. Sandfanganlagen	Durchsatz [m³/h]	$E=ax+b$	$a=0,008; b=2,208$	24
Misch- und Ausgleichsbecken	Volumen m³	$E=ax+b$	$a=0,002; b=0$	24
Heizkessel	Kesselleistung kW	$E=ax+b$	$a=0,025; b=0$	18
Umwälzpumpen	Förderleistung m³/h	$E=ax+b$	$a=0,04; b=1,386$	24
Vertikalmischer	Behältervolumen m³	$E=bx^a$	$a=0,715; b=0,0476$	24
Tangentialrührer	Leistungsbed. kW	$E=ax+b$	$a=1; b=0$	24
Tangentialrührer drehzahlereg.	Leistungsbed. kW	$E=ax+b$	$a=1; b=0$	24
Gasverdichter	Gasdurchsatz Nm³/h	$E=1/(b+a/x)$	$a=11,8301; b=0,0115$	24
Gaseinpressung	Gasdurchsatz Nm³/h	$E=1/(b+a/x)$	$a=11,8301; b=0,0115$	24
Sedimentationsbecken	Volumen m³	$E=ax+b$	$a=0,001; b=-0,044$	24
Filtrationsanlagen	Oberfläche m²	$E=bx^a$	$a=-0,293; b=1,142$	24
Flotationsanlagen	Durchsatz m³/h	$E=bx^a$	$a=0,072; b=1,488$	24
Kompostfilter	Luftdurchsatz Nm³/h	$E=ax+b$	$a=0,002; b=0$	24
Biologischer Wäscher	Luftdurchsatz Nm³/h	$E=ax+b$	$a=0,002; b=0$	24
Belebung, Oberflächenbelüftung	Volumen m³	$E=ax+b$	$a=0,04; b=0$	24
Belebung Druckbelüftung	Volumen m³	$E=ax+b$	$a=0,04; b=0$	24
Tropfkörperanlagen	Volumen m³	$E=ax+b$	$a=0,03; b=0$	24
Tauchkörperanlagen	Durchsatz m³/h	$E=ax+b$	$A=0,0003; b=1,0176$	24

Tabelle 20: Energieverbrauch von Umwälzeinrichtungen (nach Böhnke et al, 1993 und Beckereit, 1988)

Anlagenteil	Bezugsgröße x	Energieverbrauch E [kWh/h]	
Pumpen	Reaktorvolumen m ³	$E=ax+b$	a=0,0027; b=6,2411
	Förderleistung m ³ /h	$E=ax+b$	a=0,04; b=1,386
Vertikalmischer	Reaktorvolumen m ³	$E=ba^x$	a=0,715; b=0,0476
Tangentialrührer	Reaktorvolumen m ³	$E=ba^x$	a=0,715; 0,0476
Gaseinpressung	Reaktorvolumen m ³	$E=ax+b$	a=0,008; b=0
	Durchsatz Nm ³ /h	$E=a/x+b$	a=11,8301; b=0,0115

Tabelle 21: Spezifischer Energieverbrauch mechanischer Reinigungsstufen (nach Müller et al., 1994)

Anlagenteil	Spezifischer Energieverbrauch	Bemerkungen
Rechen mit automat. Räumereinrichtung	0,5-1,5 Wh/m ³ Abwasser	Installierte Leistung nahezu unabhängig von der Wassermenge
Belüfteter Sandfang	8 – 20 Wh/(m ³ h)	Abhängig vom spezifischen Lufteintrag
Absetzbecken		Kontinuierlicher Betrieb unabhängig von der Wassermenge, installierte Leistung abhängig von der Beckengröße
- Kettenräumer	0,12 – 0,55 kW	
- Räumbrücken	0,25 – 0,75 kW	
- Saugräumer	1,2 – 4,0 kW	

Für das Toolkit scheint der Ansatz nach Böhnke et al (1993) sinnvoller zu sein, weil er deutlich mehr Bauteile berücksichtigt und eine konsistentere Berechnung erlaubt, sofern davon ausgegangen wird, dass die relative Bewertung der verschiedenen Bauteile zueinander tendenziell richtig wiedergegeben wird. Ferner werden die bereits erwähnten konstanten Verbräuche berücksichtigt.

Für die Berechnung der Pumpen wäre generell auch eine Berechnung über eine physikalische Pumpengleichung möglich:

$$P = \frac{Q \cdot \rho \cdot g \cdot H}{\eta_p \cdot \eta_m} \quad (68)$$

P: Leistung [W]

$H = h_{\text{geo}} + h_r + h_p + h_v$

H: Förderhöhe [m]

h_{geo} : geodätische Förderhöhe

h_r : Reibungsverlust

h_p : statische Druckhöhe

h_v : Geschwindigkeitsdruckhöhe

η_p : Wirkungsgrad der Pumpe

η_m : Wirkungsgrad Antriebsmotor

Die Anwendung dieser Formel setzt jedoch bereits eine genaue Kenntnis der hydraulischen Situation auf der Kläranlage voraus, da sich der Betriebspunkt einer Pumpe (Förderhöhe H und Förderstrom Q) aus dem Schnittpunkt der hydraulischen Anlagenkennlinie und der Pumpenkennlinie ergibt und für die Berechnung von H Angaben zum Rohrleitungsnetz benötigt werden. Die einfachen Formeln in Tabelle 20 und Tabelle 21 scheinen dagegen für die ersten Planungsschritte und für den Zweck im Sinne des Toolkits deutlich praktikabler zu sein.

Tabelle 20 enthält einfache Formeln für die Belüftung der Belebungsstufe. Im Gegensatz zum physikalischen Ansatz nach Gleichung (61) / (62) sind diese empirisch und es findet nur das Volumen Eingang in die Berechnung. Obwohl aufgrund der hohen Bedeutung der Belüftungsenergie eine physikalische Berechnung Vorteile haben kann, ist die Anwendung der empirischen Formel in vielen Fällen als die sinnvollere Alternative zum physikalischen Ansatz zu sehen. Zum einen sind die Eingabedaten reduziert und auf den Bemessungsparameter Volumen und damit sehr einfach für eine erste Beurteilung gehalten, zum anderen ist eine bessere Konsistenz zur Berechnung der anderen Anlagenteile gegeben. Zumindest im Rahmen eines qualitativen Vergleichs erscheint die Anwendung der empirischen Formel in vielen Fällen daher eher gerechtfertigt.

Bezüglich gegebenenfalls zu betrachtender Aufwendungen für Heizenergie geben Böhnke et al (1993) aufgrund des stark unterschiedlichen Temperaturniveaus der Abwässer an, keinen allgemeinen Ansatz treffen zu können. Tränckner (2000) verwendet dagegen physikalische Beziehungen zur Berechnung der Heizenergie für die Schlammfäulung in einem Faulbehälter bzw. für die gesamte Kläranlage. Über eine Wärmebilanz der gesamten Kläranlage (Tabelle 22)

werden mit dieser Methode für einen praktischen Anwendungsfall eine gute Übereinstimmung mit den realen Werten erzielt. Für nähere Erläuterungen, sowie Angaben und Schätzwerten zu einzelnen Parametern wird auf Tränckner (2000) verwiesen. Der Ansatz scheint grundsätzlich für das Toolkit sinnvoll. Auf eine Berücksichtigung des Problems, zweier verschiedener Literaturquellen, was u.U. zu Problemen bei einer gemeinsamen Verwendung führen kann, wird unter dem Punkt „Aggregation der Einzelbewertungen“ eingegangen.

Tabelle 22: Berechnung des Wärmebedarfs einer Anlage (nach Tränckner, 2000)

Energiebedarfstyp	Formel	Parameter
Gesamter Wärmebedarf der Anlage	$E_{\text{gesamt}} = E_{\text{Heizg.}} + E_{\text{Abstr.}} + E_{\text{Gebäude}} - E_{\text{reakt}}$	
Heizenergie	$E_{\text{Heizg.}} = Q \cdot (T_{\text{Faulb.}} - T_{\text{Schlamm}}) \cdot c$	Q: tägliche Rohschlammmenge [m ³ /d] c: spezifische Wärmekapazität des Rohschlammes (≈4.2 MJ/m ³ ·d)
Abstrahlungsverluste der Faulbehälter	$E_{\text{Abst.}} = A \cdot K \cdot \Delta T$	A: Reaktoroberfläche [m ²] K: Wärmedurchgangskoeffizient [MJ/(d·m ² ·K)] ΔT: Temperaturdifferenz zwischen Reaktorinnerem und Aussenluft [K]
Gebäudeheizung	$E_{\text{Gebäude}} = \max(e \cdot (T_{\text{Raum}} - T_{\text{Luft}}); 0)$	e: spezifischer Heizenergiebedarf [MJ/(K·d)]
Energierückgewinn	$E_{\text{reakt}} = g \cdot oTR_{\text{el.}} \cdot Q$	oTR: organischer Trockenrückstand g: MJ/kg oTR _{el} η: mittlerer oTR-Abbaugrad (=0.6, ...0.7)

Alternativ zu den vorgestellten Formeln für die quantitative Berechnung der einzelnen mechanischen Anlagenteile und Reaktoren bzw. Teiche ist für eine Energiebewertung auch eine Verwendung der qualitativen Bewertung denkbar, wie sie z.B. von Sperling (2005) oder Joksimovic (2006) vorgeschlagen wird (s. Tabelle 38 im Anhang). Die angegebenen qualitativen Aussagen sind jedoch nicht durchgängig konsistent. In Teilprojekt C 2 des Forschungsverbundes wird das Kriterium ebenfalls qualitativ bewertet. Für einen abschließenden Bewertungsvorschlag dort, wird auf den Abschlussbericht des Teilprojekts C 2 verwiesen.

Die Berechnung der absoluten Werte anhand obiger Formeln erscheint für das Toolkit zum gegenwärtigen Zeitpunkt sinnvoller als eine qualitative Bewertung. Hat man Bedenken, dass die quantitativ berechneten Werte mit zu hohen Ungenauigkeiten vorliegen, so ist nach der Aggregation eine Transformation in eine qualitative Skala gemäß den Formeln (5) und (6) zur Normalisierung durchführbar.

Aggregation der Einzelbewertungen

Die Aggregation der quantifiziert berechneten Werte kann generell durch einfaches Aufsummieren der einzelnen Energieverbräuche erfolgen, da der Einfluss der Energie treibenden Faktoren in den Modulen bereits durch die Formeln berücksichtigt ist. Tabelle 19 gibt bezüglich der elektrischen Energie Formeln für eine denkbar hohe Zahl an Aggregaten in einer Anlage an, welche die allermeisten Fälle abdecken werden. In einer Großzahl der Fälle wird es deswegen möglich sein, auf eine durchgehende Quelle zurückzugreifen. Da, je nach Anlagenkonfiguration, möglicherweise in einigen Fällen dennoch auf unterschiedliche Quellen zurückgegriffen werden muss und die Quellen darüber hinaus oft relativ alt sind, macht es Sinn, nach der quantifizierten Aggregation, die Werte auf eine qualitative Skala zu bringen (zu Normieren, Gleichungen (5) und (6)) und nur einen relativen Vergleich durchzuführen.

Möglich wäre es auch, zwischen Heizenergie und elektrischer Energie zu unterscheiden und das Kriterium Energiebedarf in zwei Kriterien aufzuteilen (Heizenergie, Elektrische Energie) anstatt beide Energiebedarfe zu einem Gesamtbedarf zusammenzurechnen. Damit wäre berücksichtigt, dass auch verschiedene Ansätze zu den beiden Energiekategorien, die quantitativ möglicherweise nicht komplett kompatibel sind, angewendet werden können. Die Berechnung der Heizenergie und der Elektrischen Energie erlaubt dann jeweils für sich selbst eine geschlossene Berechnung, da sie für die jeweilige Kategorie aus einer Quelle stammen. In gleicher Weise kann dies für die Belüftungsenergie Sinn machen, um deren hohe Bedeutung herauszustellen und auch die Anwendung der physikalischen Berechnung zu ermöglichen.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Energiebedarf	Quantifiziert (alternative qualitative nach Normierung)	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD}$	(69)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

7.4.3.12 Ökologie: Landverbrauch

Bewertung einzelner Module

Das Kriterium soll eine erste Abschätzung des Landverbrauchs erlauben. Da zur Simulation die Volumina der verschiedenen Anlagenteile spezifiziert werden müssen, kann die Berechnung des Kriteriums größtenteils direkt auf die Eingabedaten zurückgreifen. Bei Fakultativen Teichen müssen die Flächen für eine Berechnung der Abbauleistung vorhanden sein. Bei allen Modulen, die das Volumen als Eingabeparameter benötigen, können die Flächen über einfache geometrische Beziehungen aus Volumen, Höhe/Tiefe und anderen vorgegebenen geometrischen Merkmalen der Reaktoren abgeschätzt werden. EPA (1983) enthält entsprechende Formeln für Teiche, die u.a. Uferabschrägungen berücksichtigen. Es kann bei Teichen auch Sinn machen, effektive Volumina zu berücksichtigen (z.B. wegen einer Eisdecke). Einfache Berechnungsansätze hierzu enthält EPA (1983). Von Sperling (2005) macht ferner Angaben für eine qualitative Bewertung des Kriteriums (Tabelle 38 im Anhang). Darüber hinaus wird das Kriterium in Teilprojekt C 2 des Forschungsverbundes ebenfalls qualitativ bewertet. Die Bewertungen des Teilprojekts C 2 unterliegen derzeit noch einer Revision. Für einen abschließenden Bewertungsvorschlag in dem Projekt wird auf den Abschlussbericht zu Teilprojekt C 2 verwiesen. Für eine qualitative Betrachtung kann es Sinn machen, die Bewertungen aus dem Teilprojekt zu übernehmen. Für den Prototypen des Toolkit erscheint aufgrund der ohnehin notwendigen Eingaben zum gegenwärtigen Zeitpunkt eine Quantifizierung jedoch sinnvoller.

Aggregation der Einzelbewertungen

Die Aggregation kann durch einfache Aufsummierung erfolgen. Wird der qualitative Vorschlag aus Teilprojekt C2 herangezogen, hängt die Aggregation davon ab, ob die endgültige Bewertung spezifisch ist (z.B. bezogen auf Reinigungsleistung oder Zuflussstrom). Es muss dann eine Gewichtung entsprechend des Schlüsselparameters (z.B. Reinigungsleistung des Moduls oder Zuflussstrom) erfolgen.

Die Gesamtanlage ist durch einen größeren Flächenverbrauch als nur durch die technischen Anlagenteile selbst gekennzeichnet. Deswegen wäre die Beaufschlagung mit geeigneten Faktoren sinnvoll um z.B. Fahrtwege u.ä. zu berücksichtigen. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt (Projektende) wird empfohlen, dass die Erfahrungswerte bzw. die geplanten Werte des Nutzers hier eingehen bzw. eine entsprechende Beaufschlagung mit einem Faktor berücksichtigt wird. Für eine relative Bewertung mehrerer Konzepte zueinander kann es jedoch auch Sinn machen, nur die Fläche der technischen Anlagenkomponenten zu berücksichtigen und auf einen Faktor zu verzichten. Darüber hinaus macht es sicherlich oft Sinn, bei einer quantifizierten Betrachtung nach der quantitativen Aggregation eine Normalisierung durchzuführen und das Kriterium qualitativ zu betrachten.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Landverbrauch	Quantifiziert (alternative qualitativ nach Normierung)	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{MOD}$	(70)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

7.4.3.13 Ökologie: Geruchsemissionen

Bewertung einzelner Module

Das Kriterium soll in einer ersten groben Näherung eine Abschätzung der „Geruchsemissionen“ einer Anlage ermöglichen.

Die Ausführungen zu dem Kriterium in Abschnitt 7.3.3 deuteten bereits auf die enorme Komplexität des Themas Geruch auf Kläranlagen hin. Ein expliziter Versuch, die Geruchsemissionen in Abhängigkeit aller relevanten Einflussgrößen zu modellieren überstiege den Projektumfang des Toolkits bei Weitem. Neben vielen weiteren Arbeiten auf dem Gebiet der Geruchsemissionen wurde eine sehr umfangreiche Studie zu Geruchsemissionen auf Kläranlagen von Frechen (1988) durchgeführt, die für das Projekt die größte Rolle spielte. Ziel dieser Studie war es unter Anderem, die Bauwerke einer Kläranlage zu identifizieren, die als Geruchsquellen in Erscheinung treten, deren typischen Emissionsstärken und Emissionscharakteristiken aufzuzeigen und ein entsprechendes „Geruchskataster“ zu erstellen. Dies entspricht weitestgehend den Anforderungen im Toolkit und erlaubt eine erste Abschätzung in den ersten Planungsschritten wie es im Toolkitprojekt gefordert ist. Es wird deshalb empfohlen, die Ergebnisse für die Berechnung im Toolkit heranzuziehen. Die nachfolgenden Ausführungen (mit Ausnahme der Teiche und Anaerobreaktoren) beziehen sich in erster Linie auf diese Studie. Betrachtet man die Ergebnisse der Arbeit von Frechen, so lässt sich feststellen, dass der Zulauf, der Rechen, die Zwischenklärung und die Nachklärung relativ selten Geruchsquellen bilden, während Einlaufpumpwerk, belüfteter Sandfang, Vorklärung, Belebungsbecken und Tropfkörper häufiger in Erscheinung treten. Als grundsätzlich kritisch sieht Frechen alle Bauteile der Schlammbehandlung. Tabelle 23 zeigt die aus der Studie resultierenden zu erwartenden Geruchsstoffkonzentrationen einzelner Kläranlagenbereiche. Die Geruchsstoffkonzentration basiert dabei auf repräsentativen Messungen mit Testpersonen und ist definiert als „das Verdünnungsverhältnis zwischen geruchsneutraler Luft und einer zu untersuchenden Probe, bei dem in der resultierenden Mischung 50% der Testpersonen einen Geruch wahrnehmen und 50% der Testpersonen keinen Geruch wahrnehmen“. Sie wird in GE/m³ (Geruchseinheiten pro m³) angegeben. Die angegebenen Werte stellen Erwartungswerte unter normalen Randbedingungen dar. Frechen (1988) gibt an, dass, sofern keine Messungen vorliegen, bei Vorliegen normaler Randbedingungen in erster, grober Näherung davon ausgegangen werden, dass auf einer Anlage die hier aufgeführten Geruchsstoffkonzentrationen zutreffen. Bei Vorliegen besonderer Rahmenbedingungen sind deutlich höhere Geruchsstoffkonzentrationen feststellbar. Zu besonderen Rahmenbedingungen können z.B. Fehler bei der Bemessung oder Betrieb zählen, sowie ein sehr ungünstiges Kanalnetz (z.B. flaches Kanalnetz) oder das Vorhandensein von Geruchsstoffen im Zulauf zur Anlage (z.B. hoher Anteil Industrieabwasser, Prozesswässer aus Tierkörperbeseitigungen, usw.). Bei einem internationalen Einsatz des Toolkits können diese Ausnahmen durchaus eine Rolle spielen. Deshalb ist es auch bei dem Kriterium Geruchsemissionen in einzelnen Anwendungsfällen bei Vorliegen ungünstiger Rahmenbedingungen angebracht, nicht eine absolute Verwendung der Werte in Erwägung zu

ziehen, sondern die Werte in qualitative Aussagen von sehr niedrig bis sehr hoch oder eine Skala z.B. von 1 bis 3 zu transformieren. Ist aber von günstigen Rahmenbedingungen für die zu bewertenden Konzepte auszugehen, so kann die Berechnung der quantitativen Werte möglicherweise wichtige Informationen beinhalten (z.B. für ein quantifiziertes Abschätzen möglicher Abluftvermeidungsmaßnahmen). In diesen Fällen kann eine Ausgabe in quantifizierter Weise gegenüber einer qualitativen Ausgabe durchaus Vorteile aufweisen. Werden die Werte für weitergehende Berechnungen auf der Basis von Geruchsstoffkonzentrationen durchgeführt, so wird von Frechen (1988) empfohlen, einen Sicherheitsfaktor von 2 bis 3 anzusetzen.

Tabelle 23: Zu erwartende Geruchsstoffkonzentrationen verschiedener Anlagenteile auf Kläranlagen (nach Frechen, 1988)

Bauteil	Zu erwartende Geruchsstoffkonzentration [GE/m ³]
Zulauf	40
Rechengut	85
Belüfteter Sandfang	70
Vorklärung	55
Hochbelastete Belebung	70
Normalbelastete Belebung	45
Zwischenklärung	30
Stabilisierung	25
Nachklärung	25
Voreindicker	300
Nacheindicker	100
Maschinelle Schlammwässerung	400

Neben den Daten in Tabelle 23 fanden sich während der Recherchen in der Literatur kaum Daten zu gemessenen Werten auf Teichanlagen und anderen Technologien. Im Allgemeinen erscheinen qualitative Aussagen für diese Technologien zugänglicher als quantitative Messungen. Tabelle 38 im Anhang zeigt entsprechende qualitative Werte aus der Literatur. Diese Quellen enthalten daneben Anlagenkomponenten und Technologien, die in der Frechen-Studie nicht berücksichtigt wurden. Die Daten nach Metcalf & Eddy (2003) und die Daten nach Joksimovic (2006) erscheinen bei einem Vergleich der sich überschneidenden Komponenten weitgehend eine konsistente Bewertung aufweisen. Die Daten nach Von Sperling (2005) weichen dagegen teilweise in der Bewertung ab. Obwohl die Daten der Frechen-Studie quantitativ bewertet sind und die Daten der anderen Quellen qualitativ vorliegen, kann ein Vergleich anhand der Bewertungen zu den sich überschneidenden Technologien versucht werden. Dazu müssen die Daten der Frechen-Studie normalisiert werden. Nach einer Normalisierung der quantifizierten Daten gemäß Formel (5) auf eine Skala von 0 bis 3 und einer anschließenden Einteilung dieser Werte in Klassen von niedrig

(>0 und <=1) über Mittel (>1 und <2) bis hoch (>2) können die Werte verglichen werden.¹² Dabei wurden die Schlammbehandlungsschritte nicht berücksichtigt. Die Schlammbehandlungsschritte weisen bei Weitem die höchsten Werte auf, aber sind in den Bewertungen nach Metcalf & Eddy (2003), Von Sperling (2005) und Joksimovic (2006) nicht berücksichtigt. Bei der Berücksichtigung der Schlammbehandlung in der Normalisierungsformel würden damit die Abwasserbehandlungsbauteile durchwegs mit niedrig beurteilt (Spalte 2 in Tabelle 23), da sie in Bezug zu der stark geruchsbelasteten Schlammbehandlung gesetzt würden. Vergleicht man dagegen nur die resultierende Bewertung der Abwasserbehandlungsrelevanten Bauteile (Spalte 1 und 3) mit den linguistischen Werten aus der Tabelle im Anhang, so sieht man, dass diese normalisierten Werte den qualitativen Werten der anderen Studien weitgehend entsprechen.

Der Vergleich führt zu der Überlegung, die Daten beider Studien zusammenzufassen und für eine Bewertung im Toolkit zu verwenden. Betrachtet man zunächst nur die Abwasserbehandlungsseite (d.h. ohne Schlammbehandlung), ergäbe sich nach Normalisierung und Klassifizierung der Daten nach Frechen (1988) und einer Berücksichtigung der Bewertung nach Metcalf & Eddy und Joksimovic und Von Sperling das in Tabelle 25 dargestellte Bewertungsschema. Das resultierende Bewertungsschema stellt einen Versuch dar, die verschiedenen Bewertungen zu einem gemeinsamen Bewertungsdatensatz zusammenzuführen. Das Schema kann aufgrund teilweiser Abweichungen der verschiedenen Datenquellen und dem Fehlen genügender Informationen über die Grundlagen der Datenerhebung in den verschiedenen Datenquellen (abgesehen von Frechen, 1988), jedoch nicht den Anspruch vollständiger Richtigkeit erheben. Aufgrund der hohen Komplexität und ohnehin hohen Subjektivität dieser Thematik erscheint der Ansatz jedoch für den Prototypen zunächst praktikabel. Es ist wichtig, zu berücksichtigen, dass, sofern Bauteile aus der Schlammbehandlung in die Bewertung mit einfließen, in den meisten Fällen ohnehin davon auszugehen ist, dass diese Bauteile die Geruchsemissionen dominieren. Es zeigt sich nämlich generell, dass der Abwasserteil einer Anlage im Vergleich zum Schlammteile eher geringe Geruchsstoffkonzentrationen aufweist, welcher hohe bis extrem hohe Geruchsstoffkonzentrationen erzeugt (Frechen, 1988). Dies ist bei einer Bewertung anhand des Schemas unbedingt zu berücksichtigen und die Bewertung der Abwasserbehandlungsseite entsprechend abzuwerten, sofern die Schlammbehandlung in die Betrachtungen mit eingehen soll. Enthalten die zu bewertenden Konzepte nur Bauteile aus der Frechen-Studie, so kann in diesem Fall alternativ die Normalisierung und Transformation entfallen und die quantifizierten Werte für die Evaluierung verwendet werden (entsprechend oben genannter Sicherheitsfaktoren und unter der Voraussetzung, dass normale Randbedingungen vorherrschen).

¹² Die Skalierung von 0 bis 3 erfolgt hier als Beispiel willkürlich und kann selbstverständlich auf andere dreistufige Bewertungsschemata übertragen werden

Tabelle 24: Linguistische Bewertung der Geruchsstoffkonzentrationen verschiedener Anlagenteile nach Normalisierung und Klassifizierung

Bauteil	Quantitative Bewertung der Daten nach Frechen (1988) nach Normalisierung ohne Schlammbehandlung / mit Schlammbehandlung		Linguistisch-qualitative Einteilung der Daten nach Frechen (1988) nach Normalisierung und Klassifizierung ohne Schlammbehandlung
Zulauf	1,41	0,3	Mittel (1)
Rechengut	3	0,6375	Hoch (3)
(Belüfteter) Sandfang	2,47	0,525	Hoch (3)
Vorklärung	1,94	0,4125	Mittel (2)
Hochbelastete Belebung	2,47	0,525	Hoch (3)
Normalbelastete Belebung	1,58	0,3375	Mittel (2)
Zwischenklärung	1,06	0,225	Niedrig/Mittel (1/2)
Stabilisierung	0,88	0,1875	Niedrig (1)
Nachklärung	0,88	0,1875	Niedrig (1)
Voreindicker	-	2,25	-
Nacheindicker	-	0,75	-
Maschinelle Schlammwässerung	-	3	-

Tabelle 25: Bewertungsvorschlag verschiedener Anlagenteile zur Abschätzung der Geruchsemissionen einer Gesamtanlage

Bauteil	Bewertungsvorschlag im Toolkit (ohne Schlammbehandlung)
Zulauf	Mittel
Rechengut	Hoch
Belüfteter Sandfang	Hoch
Vorklärung	Mittel
Hochbelastete Belebung	Hoch
Normalbelastete Belebung	Mittel
Zwischenklärung	Niedrig/Mittel
Stabilisierung	Niedrig
Nachklärung	Niedrig
Voreindicker	-
Nacheindicker	-
Maschinelle Schlammentwässerung	-
Anaerobteich	Hoch
Fakultativer Teich	Mittel
Belüfteter Teich	Mittel
Tropfkörper	Mittel
Tauchkörper	Mittel

Aggregation der Einzelbewertungen

Die oben genannten Ausführungen beziehen sich auf die einzelnen Bauteile einer Anlage. Diese entsprechen einzelnen Modulen im Toolkit bzw. einzelnen Gruppen von Modulen. Die Daten sagen jedoch noch nichts über die Relevanz der einzelnen Bauteile aus. Diese ergibt sich erst durch die Bildung des vom jeweiligen Bauteil abgegebenen Geruchsstoffstromes als Produkt aus der Geruchsstoffkonzentration und dem hiermit belasteten Abluftvolumenstrom (Frechen, 1988). Möglich ist hierzu die Verwendung eines oberflächenproportionalen Abluftvolumenstroms. Unter Einbeziehung der Oberflächen eines jeden Bauteils kann dann durch Multiplikation eines spezifischen Abluftvolumenstroms mit der Fläche und den Geruchsstoffkonzentrationen der emittierte Geruchsstoffstrom eines jeden Anlagenteils ermittelt werden. Der Geruchsstoffstrom der Gesamtanlage ergibt sich erst durch die Summe der Geruchsstoffströme (s. Frechen, 1988). Insofern erscheint es äußerst verwunderlich, dass in den recherchierten bestehenden Ansätzen als Aggregationsverfahren das einfache arithmetische Mittel verwendet wird. Es erschien für die Berechnungen im Toolkit weitaus sinnvoller, die Flächen in die Aggregation einzubeziehen. Ist der tatsächliche Geruchsstoffstrom in einer quantifizierbaren Zahl erwünscht, so muss dazu zusätzlich noch ein Wert für den spezifischen Abluftvolumenstrom angegeben werden. Frechen (1988) verwendet hierzu $60 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Da mit dem Toolkit in den meisten Fällen nur eine Einschätzung der Güte zum Vergleich einzelner technischer Alternativen (Reinigungsanlagen) bezüglich des Kriteriums Geruch erwünscht sein wird, macht es für eine Bewertung dieses Kriteriums im Toolkit keinen Unterschied ob eine Beaufschlagung mit dem spezifischen Abluftvolumenstrom erfolgt oder nicht, solange dieser einen konstanten Wert einnimmt. Es wird für das Toolkit bei einer quantifizierten Betrachtung dennoch zunächst eine Beaufschlagung mit $60 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ empfohlen, um einen interpretierbaren Wert zu erhalten. Werden in den zu untersuchenden Alternativen nur Bauteile berücksichtigt, die in Tabelle 23 enthalten sind, so wäre eine Verwendung der Daten in dieser Tabelle in absoluter Höhe sinnvoll (u. U. unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors) multipliziert mit der Oberfläche des jeweiligen Bauteils und anschließender Aggregation durch einfache Aufsummierung. Erscheint eine qualitative Bewertung sinnvoller (z.B. wenn davon auszugehen ist, dass individuelle Rahmenbedingungen die Werte erhöhen können), so können nach der Aggregation, die absoluten Werte in entsprechende qualitative Werte transformiert werden. Dies kann durch den Normalisierungsansatz entsprechend Absatz 7.3.5 erfolgen.

Existieren in der Anlage noch andere Technologien als in der Studie nach Frechen (1988) und in Tabelle 23 aufgelistet sind (z.B. Teichanlagen oder Anaerobreaktoren), so müssen die Werte aus der Frechen (1988) Studie zuerst zusammen mit den Werten zu den anderen Technologien auf eine gemeinsame Skala gebracht werden, wie es oben beschrieben ist. Die Daten können dann wieder durch Multiplikation mit der Oberfläche und Aufsummierung aggregiert werden und dann für einen relativen Vergleich zweier oder mehrerer Anlagenkonfigurationen dienen. In jedem Fall ist es also dringend zu empfehlen, die Flächen in die Aggregation einzubeziehen.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Geruchsemissionen	Quantitativ oder Qualitativ	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{Mod} \cdot A^{Mod}$	(71)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

A^{Mod} Oberfläche des Moduls j

7.4.3.14 Ökologie: Vermeidbare Geruchsemissionen

Das Kriterium soll in einer ersten groben Näherung eine Abschätzung der „ vermeidbaren Geruchsemissionen“ einer Anlage ermöglichen.

Bewertung einzelner Module

Wie die Studie nach Frechen (1988) zeigte, erreichen selbst die besten Abluftbehandlungsverfahren keineswegs eine Emissionskonzentration im Reingas von 0 GE/m³. Das bedeutet, dass selbst bei Absaugung und Behandlung sämtlicher Anlagenteile eine Restgeruchsemission auf jeden Fall verbleiben wird. Betrachtet man die emittierte Geruchsstoffkonzentration, so wird es mit Sicherheit einen unteren Wert geben, der keinesfalls unterschritten werden kann. Hieraus folgt direkt, dass es sinnlos ist, Bauteile in eine Abluftbehandlung mit einzubeziehen, deren Emissionen nahe den im Reingas der Abluftbehandlung erreichbaren Geruchsstoffkonzentrationen liegen. Frechen (1988) schlägt daher vor einen Basisabzug bei den einzelnen emittierten Geruchsstoffkonzentrationen vorzunehmen. Dieser Vorschlag kann für das Toolkit übernommen werden. Man erhält dann nicht das Gesamt-Emissionsbild einer Kläranlage (bzw. zunächst der Bauteile), sondern man bekommt einen Überblick über die durch Abluftreinigungstechnologie noch vermeidbaren Emissionen der einzelnen Bauteile. Da die vermeidbaren Geruchsstoffströme nicht mehr aufgeführt sind, ergibt sich ein wesentlich besserer Überblick darüber, an welchen Kläranlagenbauteilen eventuelle Maßnahmen zur Abluftreinigung vorzunehmen sind. In einer Bewertung innerhalb der Anwendung des Toolkits kann dies durchaus eine Rolle spielen, da somit nicht nur die Geruchsemissionen bewertet werden können, sondern vielmehr auch abgeschätzt werden kann, bei welchem Konzept ein größeres Potential an Geruchsvermeidungs- und Behandlungsmaßnahmen möglich sind. Die Ergebnisse hängen stark davon ab, wie hoch man den Basisabzug wählt, also den Wert den ein gutes Abluftreinigungsverfahren leisten kann. Frechen (1988) gibt einen Basisabzug von 25 GE/m³ als realistisch an. Da die Daten relativ alt sind, ist dieser Wert kritisch zu überprüfen. Eine Berücksichtigung sollte jedoch in Erwägung gezogen werden, da der Basisabzug durchaus großen Einfluss auf die Bewertung haben kann (s. Ausführungen zur Aggregation).

Aggregation der Einzelbewertungen

Die Berechnung erfolgt genauso wie im Falle der Geruchsemissionen mit dem Unterschied, dass die Geruchskonzentrationen vor der Aggregation um den Basisabzug vermindert werden. Danach erfolgt die Aggregation wie im Falle der Geruchsemissionen. Die Berücksichtigung des Basisabzugs kann enormen Einfluss auf die Gesamtbewertung einer Anlage nach der Aggregation ausüben. Der potentielle enorme Einfluss ergibt sich aus der Tatsache, dass die hinsichtlich der Oberfläche mit Abstand größten Bauteile einer Kläranlage, die bei weitem geringsten Geruchsstoffkonzentrationen emittieren (Frechen, 1988). Wie die Frechen-Studie zeigt,

können durch den Basisabzug bereits über 50% der Gesamtemissionen einer Anlage entfallen. Da der entfallende Anteil von Konzept zu Konzept verschieden ist und von den verwendeten Bauteilen bzw. den Oberflächen abhängt, kann dadurch die Bewertung bezüglich des Kriteriums „Vermeidbare Geruchsemissionen“ deutlich anders ausfallen als die Bewertung des Kriterium Geruchsemissionen. Eine Verwendung ist demnach im Toolkit zu empfehlen. Die Berücksichtigung des Kriteriums macht zum gegenwärtigen Zeitpunkt allerdings nur Sinn, sofern nur die Bauteile aus der Frechen-Studie im zu bewertenden Konzept enthalten sind, da für die anderen Bauteile nur linguistische Bewertungen vorliegen. Eine gemeinsame Skalierung vor der Aggregation ist somit nicht erforderlich. Demgegenüber ist aber eine Normierung der aggregierten Werte denkbar, sofern eine qualitative Aussage zum Gesamtkonzept vorteilhaft gegenüber einer quantitativen Aussage erscheint.

Kriterium	Bewertung	Aggregation	
Geruchsemissionen	Quantitativ	$B_i^{GES} = \sum_{j=1}^N b_{ij}^{Mod} \cdot A^{Mod}$	(72)

B_i^{GES} Bewertung des gesamten Abwasserbehandlungskonzeptes bzgl. Kriterium i

b_{ij}^{MOD} Bewertung eines Moduls j bzgl. Kriterium i

A^{Mod} Oberfläche des Moduls j

7.4.3.15 Sozio-Kulturelle Einflüsse

Da davon ausgegangen wird, dass die Berücksichtigung der sozialen Aspekte, wie unter Punkt 7.3.4 erwähnt, nur durch die Einbeziehung der entsprechenden Interessensgruppen erfolgen kann, werden keine Berechnungskonzepte im Toolkit entwickelt. Die Konzepte für die Visualisierung (Abschnitt 7.4.4) wurden entwickelt, um den partizipativen Entscheidungsprozess durch übersichtliche Darstellungsweisen zu erleichtern.

7.4.4 Programmaufbau und Visualisierung

Der Programmaufbau, der für die methodische Entwicklung der Berechnungsvorschläge eine Rolle spielte wurde bereits in Abschnitt 7.2 eingehend beschrieben. Dafür standen die Projektpartner des Toolkit-Projekts während der Projektlaufzeit mit dem ifak im Austausch. Bezüglich aller anderen Programmtechnischen Aspekte wird auf den Abschlussbericht des ifak verwiesen (Teilprojekt C 3.2).

Wesentlicher Bestandteil des Toolkits ist ferner eine aufgabengerechte Präsentation der Berechnungsergebnisse. Insbesondere ist den Anforderungen unterschiedlicher Zielgruppen (Ingenieure, Management, Behörden) gerecht zu werden. Zusammen mit dem ifak wurden geeignete Visualisierungskonzepte erarbeitet und diskutiert. Auf Basis dieser Diskussion erfolgte vom ifak dann eine Einbindung verschiedener Visualisierungsmöglichkeiten in den Prototypen. Dazu gehören

- **Stoffstromdarstellung (Shankey)**
- **Tabellarische Präsentation, Variantenvergleiche, Bilanzen**
- **Verfahrensübersichten**

Je nach Wunsch des Nutzers können dann grafische Ergebnisdarstellungen erzeugt werden (Balkendarstellung, Tannenbaumdarstellung, Spinnennetzdiagramme). Bis zu 5 Varianten können jeweils verglichen werden. Für grafische Beispiele und eine nähere Beschreibung wird auf den Bericht des ifak e.V. verwiesen (Teilprojekt C 3.2).

7.5 Kalibrierung

Die Kalibrierung und Validierung der Modelle sind wesentliche Bestandteile des Modellierungsprozesses. Um eine durchgängige Beschreibung zu ermöglichen, wurden die relevanten Ergebnisse zur Kalibrierung der Modellkoeffizienten und die Validierungsergebnisse der einzelnen technischen Modelle bereits bei der Beschreibung der Erstellung der Berechnungsmodelle erläutert. Dies berücksichtigte die Kalibrierung und Validierung der Modellstruktur. Da sich die Kalibrierung bei Simulationsstudien jedoch typischerweise auf die Prozessparameter in den Modellen für den jeweiligen Anwendungsfall bezieht, soll nachfolgend noch einmal kurz auf diese Aspekte eingegangen werden.

Parametrierung im Toolkit

In Abschnitt wurde bereits die Kalibrierung der Koeffizienten bei der Anpassung der Modelle auf die Originalmodelle dargestellt. Dieser Vorgang stellte eine Kalibrierung der Modellkoeffizienten dar. Daneben existieren in den dynamischen Modellen und damit auch in den Stationärmodellen biochemische Prozessparameter, die sich von Anwendungsfall zu Anwendungsfall unterscheiden werden. Die Modellerstellung berücksichtigte dabei durch die spezielle Definition der Referenzlastfälle bereits verschiedene mögliche Parametersätze bei der Anwendung. Dies sollte die Allgemeingültigkeit der Modelle für beliebige Parametersätze (innerhalb der Schranken in den Referenzsimulationen) sicherstellen. Dies gewährleistet die Gültigkeit der Modelle und hohe Flexibilität bei der Wahl der Parameter bei einer Anwendung. Dennoch ist es bei der Anwendung aber eine Parametrierung für den jeweiligen Fall erforderlich.

Die Parameter in den Modellen (wie z.B. Wachstumsraten) können in der derzeitigen Version des Toolkits nicht frei vorgegeben werden, sondern müssen mit möglichst wenig Aufwand für die örtlichen Gegebenheiten bestimmt werden (s. Bericht des ifak e.V. zu Projekt C 3.2). Dafür ist es grundsätzlich notwendig, für typische Zielregionen eine Datenbank zu füllen, die die Parameter für wichtige Verfahren enthält. Wie die vorangegangenen Ausführungen zeigen, ist die Kalibrierung eines dynamischen Modells im Allgemeinen eine komplexe Aufgabe. Basis für die Kalibrierung sind geeignete Messdatensätze, anhand derer die Modellparameter angepasst werden, um das Modell auf die gegebenen örtlichen Rahmenbedingungen anzupassen und prognostizierende Aussagen über das Verhalten der Anlage oder ähnliche Anlagen machen zu können.

Wie die Ausführungen in Abschnitt 6 zeigen, bestand im Projektverbund keine direkte Schnittstelle zu den anderen Teilprojekten, in denen praktische Versuchsanlagen betrieben wurden. Entsprechend für die Simulation anwendbare Messdaten die aus diesen Versuchen resultierten, gingen in erster Linie in die Projekte zur dynamischen Modellierung ein. Dort erfolgte eine Aufbereitung der Daten und Hinweise für die Parametrierung der dynamischen Modelle. Die Entwicklung der stationären Modelle im Toolkit basierte auf den dynamischen Modellen. Dies birgt den Vorteil, dass die Erfahrungen aus der dynamischen Modellierung weitestgehend auf die stationären Modelle übertragen werden können, für die nach der Veröffentlichung des ASM1 vor allem in den 90er-Jahren bereits sehr viele Simulationsstudien veröffentlicht wurden. Dies ermöglicht es, die Parametrierung im Toolkit auf Literaturdaten zu stützen, sofern Daten für

vergleichbare Anlagen vorliegen. In diesem Zusammenhang ist es für das Toolkit besonders von Interesse, dass bereits Studien existieren, die sich die Parametrierung der dynamischen Modelle in Übereinstimmung mit international bedeutenden stationären Bemessungsansätzen zum Ziel machten (Alex et al., 2007, Alex et al., 2008, Teilprojekt C 1.3). Ferner wird empfohlen, die Ergebnisse aus den Studien in Teilprojekt C.1 für eine Parametrierung im Toolkit heranzuziehen (s. Abschlussberichte zu den jeweiligen Teilprojekten).

Individuelle Kalibrierung

Auch wenn das Toolkit für eine erste Abschätzung von geplanten Anlagen konzipiert ist, so kann es, um individuelle örtliche Begebenheiten zu berücksichtigen, in Zukunft bei der Anwendung des Toolkits Sinn machen, eine individuelle Kalibrierung zu ermöglichen und auf (dynamische) Simulationsstudien zurückzugreifen. Einige Hinweise zur Kalibrierung in Bezug auf dynamische Modelle, welche die Basis für die stationären Modelle bildeten, sollen deswegen nachfolgend gegeben werden.

Nach der Veröffentlichung des ASM1 wurden vor allem in den 90er-Jahren bereits sehr viele Simulationsstudien veröffentlicht, die auch hierfür als Basis dienen können. Die Untersuchungen unterschieden sich teilweise sehr stark in der Qualität und der Tiefe des durchgeführten Modellabgleichs. Dies ist zurückzuführen auf die unterschiedlichen Ziele der Untersuchung, auf die Fachkompetenz des Bearbeiters und die zur Verfügung stehenden Ressourcen für die Bearbeitung und die Erhebung von Daten. Um die Modellstudien jedoch sinnvoll miteinander vergleichen zu können, ist es notwendig qualitativ gleichwertige Studien heranzuziehen. Insbesondere da biologische Parameter veröffentlicht wurden, die in darauf aufbauenden Studien als bereits kalibrierte Daten zitiert und benutzt worden sind. Aufgrund dieser Situation wurde eine Standardisierung des Vorgehens beim Modellabgleich gefordert. Hierfür wurden verschiedene Ansätze formuliert. Studien in Belgien (BIOMATH Arbeitsgruppe, Coen et al., (1997), Petersen et al., (2002)), in den Niederlanden (STOWA, Hulsbeek et al., (2002)), in Nord Amerika (WERF, Melcer et al., (2003)) und von der Arbeitsgruppe deutschsprachiger Hochschulen (Hochschulgruppe Simulation (HSGsim)), (Langergraber et al., (2004)) haben Ansätze hierfür geliefert, die derzeit in der IWA Taskgroup „Good Modelling Practise“ zusammengeführt werden. Zusammengefasst und in einer SWOT Analyse verglichen wurden die Ansätze von Sin et al., (2005). Exemplarische wird hier das HSG Protokoll dargestellt, da es das Vorgehen der gesamten Modellstudie beschreibt und sich nicht auf die Kalibrierung beschränkt.

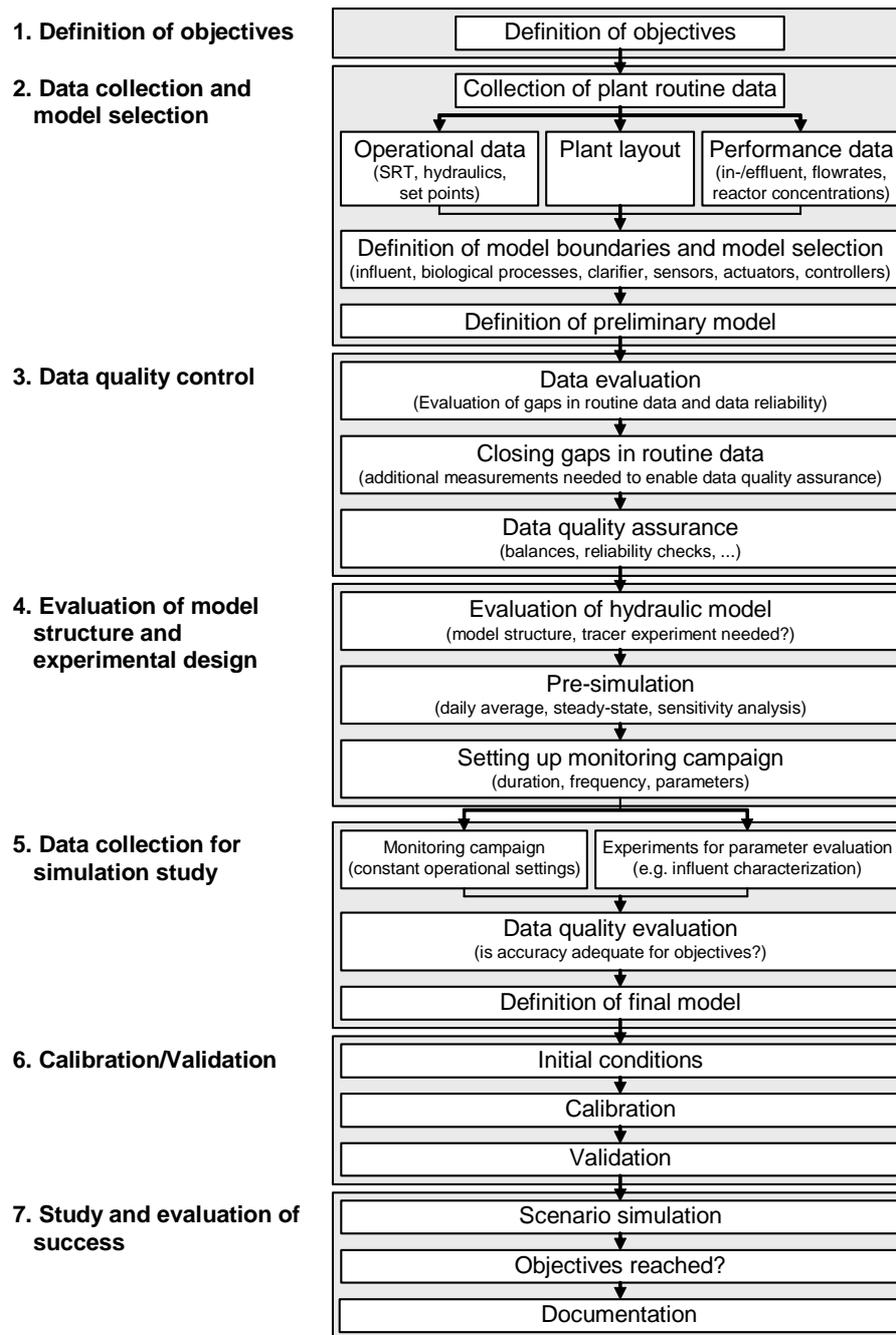


Abbildung 72: Ablaufplan einer Simulationsstudie nach der HSG Richtlinie (Langergraber et al., (2004))

Diese Richtlinie hat zum Ziel, die Qualität einer Modellstudie sicherzustellen, die geeignet ist um ein (dynamisches) Anlagenverhalten unter veränderten Randbedingungen zu prognostizieren. Hierfür wird ein sehr umfangreiches Verfahren vorgestellt, das hohe Anforderungen an die Datenqualität, die Simulationsgenauigkeit und den Kalibrierungsaufwand stellt. Es werden vier Hauptpunkte besonders betont. Dazu gehört zunächst die genaue Definition der Ziele der Simulationsstudie, da dies die Methode, die Modellauswahl und die notwendige Datengrundlage stark beeinflusst. Im Toolkit spielt z.B. das dynamische Verhalten keine Rolle. Als nächster Punkt wird die Notwendigkeit der Überprüfung der Routedaten der Anlage herausgestellt. Damit soll durch Bilanzrechnung nachvollziehbar durchgeführt und durch eventuell notwendige, zusätzliche

Messungen untermauert werden. Des Weiteren wird dem Modellaufbau und der Modellevaluation großer Stellenwert zugeordnet. Es wird empfohlen, Vorstudien durchzuführen, um das hydraulische Modell abzugleichen und Informationen für die Datenerhebung in einem Messprogramm zu erhalten. Auf Grundlage dieser Schritte soll dann die eigentliche Simulation mit Kalibrierung und Validierung der Modellparameter durchgeführt werden. Als vierten herausgestellten Punkt beschreibt die HSG Richtlinie die Protokollierung der Studie, um die Nachvollziehbarkeit zu gewährleisten.

Zusammengefasst und Verglichen wurden die verschiedenen Protokolle von Sin et al., (2005). Hier wurde eine so genannte SWOT Analyse (strengths, weaknesses, opportunities and threats) für die vier genannten Simulationsrichtlinien durchgeführt. Im Ergebnis wurden die Gemeinsamkeiten und die Unterschiede herausgearbeitet. Die folgende Tabelle gibt die Ergebnisse wieder:

Tabelle 26: Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Protokolle von BiOMATH, STOWA, WERF und HSG (übernommen von Sin et al., (2005))

Gemeinsamkeiten	Unterschiede
<ul style="list-style-type: none"> Einfluss der genauen Formulierung der Zielsetzung auf die gesamte Modellstudie. Bedeutung der Datensammlung und -verifikation hinsichtlich der Routinedaten aus dem Anlagenbetrieb (z. B. Schlammalter, TS-Gehalte, Steuereinrichtungen, usw.) als auch zusätzlicher Messungen (z. B. intensive Messkampagnen). Validierung anhand eines unabhängigen Datensatzes. 	<ul style="list-style-type: none"> Planung der Messkampagne hinsichtlich zeitlicher Auflösung, Messorte und Dauer. Experimentelle Methoden zur Charakterisierung des Zuflusses und der Abschätzung der Modellparameter. Auswahl von Parametergruppen für die Kalibrierung.

Zudem weisen die Protokolle auf die spezielle Bedeutung mehrerer Punkte hin. Dazu gehören die Qualitätskontrolle der Datengrundlage, die Abbildung der Mischungsverhältnisse sowie die Charakterisierung von Zufluss und Biomasse.

Die oben beschriebene Methodik muss für die Kalibrierung von Gesamtmodellen aufgrund der Vielzahl der Prozesse und Modelle angepasst werden. Zudem liegen in den Anwendungsfällen, für die das Toolkit vorgesehen ist, nur wenige Messdaten vor. Daher wurde eine Methodik zur Kalibrierung entwickelt, die möglichst ausschließlich auf vorhandenen Daten basiert und dennoch eine belastbare Modellaussage sicherstellt. Die Grundlage der angepassten Methodik zur Kalibrierung von Gesamtmodellen basiert auf der Randbedingung, mit Messdaten zu arbeiten, die routinemäßig auf der Kläranlage aufgenommen werden. Im Weiteren wird das Vorgehen schrittweise erläutert.

1. Aufnahme der Daten und der Anlagenkonfiguration

Zunächst erfolgt die Auswertung der auf der Anlage ermittelten Messdaten. Hierzu gehört zunächst die Auflistung der vorhandenen Messorte und Messgrößen. Auf der Grundlage

dieser Auswertung wird ein Fließbild der Anlage mit allen nutzbaren Messungen erstellt und hinsichtlich Überschneidungen analysiert. Zudem werden die Zeitzyklen, Messverfahren und Probearten erfasst. Darauf aufbauend erfolgt die Datenaufarbeitung durch systematische Analysen mit statistischen Methoden. Des Weiteren werden Daten ermittelt, die geeignet sind, um daraus Relationen und Abhängigkeiten zu anderen Messgrößen zu bilden. Dies dient später zur möglichst hohen Reduzierung des Aufwandes für zusätzliche Messungen. Zudem erfolgt eine Auswertung der Zeiträume, an denen an allen Messorten der Anlage belastbare Daten vorliegen, um diese für die Kalibrierung zu nutzen.

2. Massenbilanzen unterschiedlicher Bilanzräume

Massenbilanzen gehören zu den gängigen Methoden für die Evaluierung von Messdaten. Durch die Bilanzierung der zu- und abfließenden Frachten über einen ausreichend langen Zeitraum wird festgestellt, ob die Messungen sinnvolle Ergebnisse liefern. Im Einsatzbereich der gekoppelten Modellierung von Faulung und Belebung kommt den Massenbilanzen jedoch noch eine weitere Funktion zu. Durch den Aufbau sich überschneidender Bilanzräume können die fehlerbehafteten Messwerte direkt identifiziert werden. Beispiel hierfür ist die Bilanzierung der Vorklärung, der Belebung, der Schlammendickung und der Faulung als getrennte Bilanzräume mit anschließender Kopplung zu der Gesamtanlage.

3. Aufbau des Modells

In diesem Schritt erfolgt der Aufbau des Modells der Kläranlage mit den einzelnen Bauteilen, die berücksichtigt werden müssen. Dieser Schritt erfolgt so früh wie möglich und kann auch Bestandteil der Bilanzierung sein, wenn mit den gleichen Werkzeugen wie in der Modellierung gearbeitet wird. Ziel ist es, notwendige Baugruppen zu identifizieren, fehlende Daten zu benennen, Modelle und Schnittstellen zu definieren und das Anlagenlayout zu übertragen.

4. Rohkalibrierung auf Grundlage der Anlagendaten

Aufbauend auf den Vorarbeiten wird eine Rohkalibrierung durchgeführt. Die ausgewählten Modelle für die Belebung und die gekoppelten Modelle für die anaerobe Schlammstabilisierung werden zunächst hinsichtlich der Schnittstellen untersucht. Hierbei wird sichergestellt, dass die Definition der Stoffstromübergabe bilanzrecht erfolgt. Daraufhin erfolgt zunächst der Abgleich mit den Messdaten unter stationären Zulaufbedingungen und für Trockenwetter. Die Zulaufcharakterisierung wird auf Basis von Messwerten, Laboranalysen, Verhältniswerten und Standardparametern (veröffentlichte Werte für kommunales Abwasser) abgeschätzt. Da insbesondere bei Routinedaten für den Zulauf wenige Daten vorliegen, kann eine detaillierte Fraktionierung hier nicht erfolgen. Dies ist bei der Auswertung der Modellergebnisse und der zu erwartenden Modellgenauigkeit zu berücksichtigen. Nach erfolgreichem stationären Abgleich erfolgt die Kalibrierung entsprechend dem Vorgehen nach dem STOWA Protokoll (Hulsbeek et al., (2002)).

5. Abbildung sämtlicher Bestandteile der Kläranlage

In der derzeitigen Praxis in der herkömmlichen Modellierung von Belebungsanlagen werden mehrstraßige Systeme häufig vereinfachend als gleich belastet angenommen. Dadurch wird es ermöglicht, den Abwasserstrom zu skalieren und nur eine Straße abzubilden. Im Anschluss wird wieder hochgerechnet auf den Gesamtstrom. Im Plant Wide Modelling werden alle Straßen modelliert, da die Verteilsysteme auf Kläranlagen häufig den Abwasserstrom nicht gleichmäßig auf die einzelnen Becken aufteilen. Zudem können so individuelle bauliche Unterschiede sowie spezielle Regelungen aufgenommen werden. Durch die erweiterte Modellkomplexität muss allerdings der Detailgrad jeder einzelnen Straße zurückgenommen werden. Insbesondere für Belebungsbecken mit komplizierten Strömungsverhältnissen (z. B. oberflächenbelüftet Umlaufgräben) wurden in der Vergangenheit sehr umfangreiche Modelle aufgebaut (Obenaus, (2001)). Durch die Abbildung aller Straßen wird Ziel verfolgt die Anlage exakter abzubilden als durch einen hohen Detailgrad einzelner Becken. Dadurch wird die Kalibrierung erleichtert und zusätzliche Betriebsinformation gewonnen.

6. Abgleich über Vergleich der einzelnen Baugruppen

Dieser Schritt beinhaltet die Betrachtung der einzelnen Baugruppen, insbesondere den Abgleich der Modelle von Belebungsstufe und Faulung. Die Nutzung von Routinedaten stellt eine starke Einschränkung dar. Dies kann teilweise kompensiert werden, indem die Mittel des Plant Wide Modelling für die Kalibrierung genutzt werden. Durch die durchgängig definierten Stoffströme ergeben sich zusätzliche Möglichkeiten des Modellabgleichs. Beispielsweise kann über die Modellierung der Phosphatrücklösung in der Faulung die Einbindung von Polyphosphat in die Biomasse durch erweiterte biologische Phosphatelimination in der Belebung zusätzlich geprüft werden. Zudem wird in mehrstraßigen Systemen jede einzelne Straße modelliert, was zu zusätzlichen Informationen bezüglich des Modellabgleichs führt (variierende Luftmengen, unterschiedliche Belastung und Leistungsfähigkeit).

7. Validierung durch Langzeitsimulation

Durch die Abbildung des Langzeitverhaltens des Modells soll zusätzlich der Modellabgleich abgesichert werden. Dem Ansatz liegt zugrunde, dass ein Modell, obwohl es ausgesuchte Zeiträume gut beschreiben kann, unabhängige Zeiträume nicht abbildet. Die Validierung erfolgt aus diesem Grund über die Langzeitsimulation. Es wird hierfür ein möglichst langer Zeitraum ausgewählt, für den zusammenhängende Daten an den relevanten Messstellen vorliegen. Mit den in Schritt 4 und 5 ermittelten Parametern wird dann eine Simulation über den gesamten Zeitraum durchgeführt. Aufgrund der Datengrundlage ist hierbei nicht mit einer exakten Übereinstimmung mit den Messwerten zu rechnen. Ziel dieses Schrittes ist die grundsätzliche Abbildung der dynamischen Prozesse, die sich durch die Anlage fortsetzen. Dazu gehören hydraulische Spitzen, Temperaturschwankung und Laststöße.

7.6 Einbindung des Leitfadens

Für den Gesamtverbund zur Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser werden die Ergebnisse der einzelnen Teilprojekte in einem schriftlichen Leitfaden zusammengestellt. Die Einbindung dieses Leitfadens in das Toolkit konnte im Rahmen der Projektlaufzeit nicht realisiert werden, da die Erstellung des Leitfadens (Rahmenprojekt 2A) bisher nicht abgeschlossen ist.

In Kooperation zwischen der TU München, der Ruhr-Universität Bochum und dem Ifak e.V. wurde jedoch eine ausreichende Struktur innerhalb der Toolkit-Software geschaffen, um entsprechende digitale Dokumente in das Programm einzubinden und mit den maßgebenden Modulen zu verlinken. Nach Fertigstellung des Leitfadens wird das Einfügen der zu den dann im Toolkit vorhandenen Verfahrensbausteinen passenden Textpassagen durch die Ruhr-Universität Bochum vorgenommen. Hierdurch ist sichergestellt, dass Anwender während einer Projektbearbeitung mit der Toolkit-Software auf wesentliche Informationen und Empfehlungen aus allen Teilprojekten des Forschungsverbundes zugreifen können und diese gegebenenfalls auch für eine Überprüfung der Ergebnisse genutzt werden können.

7.7 Dokumentation und Anwendung

Der Abschlußbericht wurde bewusst sehr ausführlich gestaltet, um die einzelnen Kapitel bereits für eine Dokumentation der Berechnungsvorschläge verwenden zu können. Die inhaltliche Beschreibung der Modelle und Methoden ist in Kapitel 7 und insbesondere in Kapitel 7.4.3 ausführlich dokumentiert. Zudem wird die Nutzung des Toolkits für die Anpassung der Rahmenbedingungen auf länderspezifische Gegebenheiten durch die Kopplung mit dem Leitfaden ermöglicht.

Die technische Dokumentation der Software, der Vorgehensweise bei der Implementierung neuer Modelle und der allgemeinen Funktionalität der Software ist durch den Abschlussbericht des Instituts für Automation und Kommunikation (ifak e.V.) abgedeckt.

8 Wesentliche Positionen des zahlenmäßigen Nachweises

Die Arbeitsschwerpunkte dieses Forschungsvorhabens lagen im empirischen Bereich. Personalkosten stellten daher den mit Abstand größten Teil des Budgets dar.

Zuwendungsempfänger war die Technische Universität München. Für die Bearbeitung der Arbeitspakete wurden Unteraufträge an die Projektpartner vergeben (IEEM, ISAH, RUB). Die Aufteilung der Arbeiten ist ausführlich in Kapitel 6 dargestellt und in den darauf folgenden Kapiteln erwähnt. Zur Abstimmung der Ergebnisse erfolgten mehrere Gesamt- und Einzeltreffen, weshalb Gelder für Reisekosten in Anspruch genommen wurden. Um die für das Projekt nötigen Simulationsrechnungen durchführen zu können, wurden Rechner mit entsprechenden Kapazitäten beschafft.

9 Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeiten

Durch das hier beschriebene Toolkit-Projekt wurden die Berechnungsgrundlagen für ein Softwaretool bereitgestellt, durch das speziell für den Export und speziell für deutsche Anwender eine Hilfestellung beim Vergleich und der Auswahl geeigneter Abwasserreinigungskonzepte erfolgen kann. Es wird die Möglichkeit gegeben, nicht nur technische Aspekte zu betrachten, sondern auch ökonomische und ökologische Kriterien mittels eines einzigen Tools in die Bewertung einfließen zu lassen.

Die Kapitel 5 und 7.4.2 enthalten eine ausführliche Beschreibung und Diskussion bereits bestehender Softwareprodukte und Berechnungs- bzw. Bewertungsmodelle. Die gängigen Modelle berücksichtigen in der Regel meist nur einen Teilaspekt, der für die Bewertung einer Anlage eine Rolle spielt (z.B. nur Simulation oder technologische Aspekte). Darüber hinaus existieren in der Praxis auch dem Toolkit ähnliche Softwarelösungen. Die gesamtheitliche Bewertung kommunaler Kläranlagen wird zum Teil ermöglicht, jedoch beruhen die dort verwendeten Berechnungsansätze auf starken Vereinfachungen. Diese Vereinfachungen erfolgen mit den Berechnungsmethoden des Toolkits nicht.

Das Toolkit stellt einen Versuch dar, eine umfassende und flexible Berechnung zu ermöglichen, um verschiedene Konzepte objektiv beurteilen zu können. Um dieses Ziel zu erreichen, wurden verschiedene Berechnungsmodelle und Bewertungskonzepte entwickelt. Dafür war es zunächst nötig, die Projektziele genau zu spezifizieren, die Rahmenbedingungen zu definieren und die zu berücksichtigenden Größen (Kriterienkatalog und Abwasservektor) festzulegen. Da in einigen Bereichen wie z.B. bei Belebungsanlagen schon grundsätzlich Modelle in verschiedenen Skalierungen vorlagen, war es sinnvoll, diese zunächst zu analysieren. So konnte deren Anwendung und deren Schwachstellen abgeschätzt werden. Ferner war eine umfangreiche Literaturrecherche zu den einzelnen Kriterien unumgänglich, da viele der Kriterien nicht direkt aus Erfahrungsdaten oder Daten der Teilprojekte ableitbar waren. Die Überprüfung der Berechnungsansätze zu Beurteilung einzelner Kriterien ist aufgrund fehlender Daten zusätzlich ergänzend nötig. Die gefundene Literatur und die durchgeführte Modellanalyse stellt eine solide Basis für weitere Entwicklungen im Toolkit dar.

Die geleisteten Untersuchungen mündeten in einen umfangreichen Kriterienkatalog und entsprechenden Empfehlungen für eine Implementierung in den vom Toolkit bereitgestellten Softwarerahmen. Durch die Eingliederung des Toolkitprojektes in den Forschungsverbund besteht ferner die Möglichkeit, weitere neuere Forschungsergebnisse in die Software und die Modelle zu integrieren. Dies ist durch eine flexible Gestaltung der Software und der Modellvorschläge ermöglicht.

10 Nutzung und Verwertung der Ergebnisse

Nummer der Verwertung	Art der Verwertung	Zeithorizont
1	10.1 Präsentationen a) 2 peer reviewte Publikationen b) 1 Messebeitrag (Vortrag s. Punkt 12) c) 5 Vorträge	2009 2007 2007-2009
2	10.2 Studentische Arbeiten und Promotionen a) 3 Studienarbeiten im Studiengang „Environmental Engineering“ an der TU München zum Themenbereich Modellierung und Bemessung von Belebungsanlagen. b) 1 Masterarbeit im Studiengang „Sustainable Resource Management“ an der TU München c) 2 Promotionen	2008 2008/2009
3	10.3 In die Lehre eingeflossen Vorlesung Vertiefer UTRM und BI: „Internationale Siedlungswasserwirtschaft“ an der RUB (ab WS 2009)	
4	10.4 Beiträge zum Projektverbund - Austausch mit TP C0 „Ökonomische Methoden“ - Austausch mit allen Projekten aus Kernprojekt C 1 - Austausch mit TP C 3.2 „Softwareumsetzung“ - Austausch mit TP C 2 „Stufenausbaukonzepte“ - Leitfaden - Projektübergreifender Schlussbericht	2007/2008 2005-2009 2005-2009 2008/2009 2009 2009
5	10.5 Fachverbände	

6	10.6 Zuarbeit zu anderen Projekten Die Ergebnisse des Projekts sollen im TP C 3.2 „Softwareumsetzung“ verwendet werden.	
7	10.7 Patente	

11 Fortschritt bei anderen Stellen

Ökonomische Berechnungsmodelle

Nach Kenntnisstand der Projektbearbeiter wurden im Berichtszeitraum keine vergleichbaren Ergebnisse erarbeitet.

Technische Berechnungsmodelle

Nach Kenntnisstand der Projektbearbeiter wurden im Berichtszeitraum keine vergleichbaren Ergebnisse erarbeitet.

Ökologische und andere Berechnungsmodelle

Abgesehen von möglichen Softwareupdates bereits bestehender Softwarelösungen (s. Kapitel 5) sind zum Projektende keine vergleichbaren neuen Ergebnisse bekannt.

12 Erfolge und geplante Veröffentlichungen und wissenschaftliche Arbeiten Veröffentlichungen und Konferenzbeiträge

Vorträge und Publikationen

Alex, J.; Wichern, M.; Spring, V.; Halft, N.; Ahnert, N.; Frehmann, T.; Hobus, I.; Langergraber, G.; PlatteS, M.; Winkler, S.; Woerner, D. (2007). A method to use dynamic simulation in compliance to stationary design rules to refine WWTP planning, Poster at the 10th IWA Specialised Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants, Wien, Österreich, 10.-13.9.2007 (Vortrag).

Alex, J.; Langergraber, G.; Spring, V.; Wichern, M.; Weissenbacher, N.; Ahnert, M.; Frehmann, T.; Hobus, I.; Plattes, M.; Winkler, S.; Woerner, D. (2008) Dynamic simulation for the design process of WWTP, 1st IWA/WEF wastewater treatment modelling seminar, Mont Sainte Anne, Kanada, 1.-3.6.2008 (Vortrag).

Gehring, T.; Silva, J.D.; Kehl, O.; Castilhos Jr., A.B.; Costa, R.H.R.; Uhlenhut, F.; Alex, J.; Horn, H.; Wichern, M. (2009). Modeling waste stabilization ponds with an extended version of ASM 3, 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, April 26 to 30, 2009, Belo Horizonte/MG, Brasilien, akzeptiert bei Water Science Technology, Ausgabe noch unbekannt.

Kehl, O.; Wichern, M.; Lübken, M., Horn, H. (2007): Modelling centralized and decentralized Wastewater Concepts under different Temperature Conditions – A Comparison. IWA-Conference on Advanced Sanitation, Aachen, 12.-13.3.2007 (Vortrag).

Kehl, O.; Wichern, M.; Lübken, M.; Horn, H. (2009). Analysis of design models for stabilization ponds under different boundary conditions – a comparison, Ecological Engineering 35, 1117-1128.

Spering, V., Rosenwinkel, K-H. (2006) Plant Wide Modeling als Instrument medienübergreifender Emissionsbetrachtung, Simba Anwendertreffen 2006, Werningerode (Vortrag)

Spering, V., Rosenwinkel, K-H. (2008) Abbildung der Phosphor-Umlagerung in der Schlamm-
faulung, Simba Anwendertreffen 2008, Magdeburg (Vortrag)

Messebeitrag (Vortrag)

Kehl, O.; Wichern, M. (2007): Nachhaltige, angepasste Behandlungskonzepte für eine exportorientierte Abwasserreinigung. Forum „Vietnamesisch-deutsche Forschungskooperation im Bereich Wasser- und Umwelttechnologie“. 19. Oktober 2007, Ho Chi Minh City, Vietnam (Vortrag).

12.1 Dissertationen

Kehl, O. (2009) Stationäre Modellierung von Abwassereinigungsanlagen auf Basis komplexer dynamischer Modelle, TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft [Arbeitstitel].

Spering, V. (2009) Entwicklung von Modellen und Methoden zur Abbildung gekoppelter Abwasserreinigungsprozesse – Plant Wide Modelling [Teilbereich der Promotion], ISAH, Leibniz Universität Hannover

12.2 Diplom- und Masterarbeiten

Im Rahmen des Projekts wurde 2008/2009 eine Masterarbeit mit dem Titel "Evaluation of different wastewater treatment technologies in the context of sustainability" an der Technischen Universität München verfasst. Die Arbeit erfolgte im Rahmen des Studienganges „Sustainable Resource Management“ an der TU München (Abschluss „Master of Science“). Die Betreuung unter Projektbearbeiter Oliver Kehl erfolgte am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft der TU München unter der Leitung von Prof. H. Horn. Es erfolgte eine direkte (angepasste) Verwertung der Ergebnisse im Projekt.

Referenz:

Wang, Tuo-Kai (2009). Evaluation of different wastewater treatment technologies in the context of sustainability (auf Englisch). Masterarbeit durchgeführt am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft der TU München. Eingereicht bei der Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der TU München zur Erlangung des Titels Master of Science (M.Sc). März 2009.

13 Forschungsbedarf und Ausblick

Die vorgestellten Arbeiten bilden die Basis für einen Software-Prototypen, der eine fundierte Grundlage für weitere Entwicklungen darstellt. Der umfassende Kriterienkatalog und die dazu entwickelten Berechnungsmodelle sind schon derzeit deutlich detailreicher als sie in anderen Softwarepaketen vorliegen. So liegt ein kompletter Kriterienkatalog inklusive Berechnungsansätzen zu den Kriterien vor, sowie technische Berechnungsmodelle zur stationären Simulation von biologischen und mechanischen Reinigungsstufen (Belebungsbecken, Anaerobreaktoren, Biofilmtechnologie, Phosphor in der Faulung, Schlammstabilisierung, Vorklärung) und ökonomische Bewertungsmethoden. Eine Erweiterung und Anpassung der Arbeiten durch Integration zusätzlicher Kriterien und Berücksichtigung aktueller Forschungsergebnisse kann dennoch sinnvoll sein. Insbesondere muss eine Überprüfung der praktischen Anwendbarkeit erfolgen. Die Möglichkeit einer Erweiterung um zusätzliche Module wurde im Projekt berücksichtigt und ist durch die flexible Gestaltung des Toolkits sowohl in Bezug auf die softwaretechnische Seite, als auch in Bezug auf die berechnungstechnische Seite sichergestellt. Dies ermöglicht es ferner, die vertieften Ergebnisse aus den einzelnen Teilprojekten des Verbunds zu implementieren.

Neben einer Erweiterung ist eine weitergehende umfassende Validierung der Berechnungsverfahren anhand praktischer Daten notwendig. Die Berechnungskonzepte zu quantifizierbaren Kriterien wie Energieverbräuchen, Personalbedarf, oder Geruchsemissionen sind relativ gut abgesichert, da sie aus verlässlichen Literaturquellen entstammen. Dennoch sollte auch hier ein Abgleich mit praktischen Erfahrungen erfolgen. Die Bewertung der schwer quantifizierbaren Kriterien (wie Zuverlässigkeit, Anpassungsfähigkeit für variierende Zuflüsse und Abwasserzusammensetzung) kann demgegenüber naturgemäß nur weniger direkt erfolgen und unterliegt auch nicht immer rein subjektiven Aspekten. Hier macht es Sinn, weitere Validierungsrechnungen für Gesamtkonzepte durchzuführen und mit Experten aus der Praxis zu diskutieren. Zum Abgleich der Kriterien wird hierzu auch empfohlen, die Ergebnisse aus Teilprojekt C 2 einzubeziehen. Darüber hinaus sollten weitere Berechnungen zur anlagenweiten technischen Modellierung (Stoffkonzentrationen) von Gesamtanlagen durchgeführt werden. Die Modelle wurden explizit für eine gegenseitige Kopplung entwickelt. Deshalb sollten sie anhand geeigneter internationaler Messdaten zu Gesamtanlagen noch weiter, insbesondere bezüglich des Aspekts der Gesamtmodellierung praxisnah validiert werden, um die Ergebnisse abzusichern. Während in der Projektphase des Toolkit-Projekts das Hauptaugenmerk auf der Modellentwicklung lag, sollte in diesem Zusammenhang ferner ein Fokus auf eine genaue Parametrierung (Technik, Ökologie und Kosten) unter definierten internationalen Rahmenbedingungen erfolgen.

14 Zusammenfassung

Rahmenbedingungen

Im Rahmen des Forschungsverbundes "Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung" kooperierten 11 deutsche Universitäten, eine Fachhochschule und mehrere Industriepartner innerhalb von 24 Teilprojekten. Ziel des Verbundprojektes war es, auch im Bereich der Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, deutsches Wissen und die vielfältigen praktischen Erfahrungen auf diesem Gebiet verstärkt für die internationale Zusammenarbeit verfügbar zu machen.

Als Teilprojekt des BMBF-Verbundvorhabens war es Aufgabenstellung, ein Software-Toolkits und entsprechende Berechnungskonzepte zur Bewertung und Visualisierung von kommunalen Abwasserreinigungsverfahren unter verschiedenen länderspezifischen Gegebenheiten zu entwickeln. Dadurch sollte eine Basis geschaffen werden, um eine objektive Bewertung verschiedener möglicher Konzepte unter multiplen Gesichtspunkten zu ermöglichen. Ein Kriterienkatalog bestehend aus technischen, ökonomischen und ökologischen Kriterien war für eine objektive Bewertung eines Reinigungskonzeptes und einen Variantenvergleich zu entwickeln.

Zur Lösung dieser komplexen Aufgabenstellung erfolgte von der **TU München**, dem **IEEM Witten**, des **ISAH Hannover** und der **RUB Bochum** die Entwicklung von Vorschlägen für entsprechende Berechnungs- und Bewertungsansätze. Die Erstellung des Softwarerahmens erfolgte durch das ifak e.V. innerhalb eines weiteren Teilprojektes des Verbunds.

Gesamtmodellierung

Für den objektiven Vergleich verschiedener Verfahrensvarianten ist es notwendig, die gesamte Anlage mit allen Aggregaten und Baugruppen abzubilden, um die auftretenden Wechselwirkungen der unterschiedlichen biologischen Systeme und somit das Gesamtverhalten der Anlage erfassen zu können. Insbesondere auch vor dem Hintergrund der wirtschaftlichen Bewertung spielt die Abbildung aller Komponenten, die Einfluss auf die Investitions- und Betriebskosten haben, eine entscheidende Rolle. Dies gewährleistet die richtige Erfassung der Rückfluss- und Stoffströme innerhalb der Anlage. Für einen belastbaren Vergleich von Verfahrensvarianten hinsichtlich ökologischer Gesichtspunkte kann durch eine komplette Abbildung der Anlage ferner eine Abschätzung der Gesamtenergiebilanz und aller Stoff- und Ressourcenströme über die Systemgrenze der Anlage hinaus durchgeführt werden. Voraussetzung für die komplette Abbildung ist, dass für die relevanten Baugruppen Modelle vorhanden sind. Um eine möglichst flexible Bewertung einer möglichst großen Zahl an Anlagenkonfigurationen zu ermöglichen, muss zudem die Möglichkeit bestehen, diese Baugruppen frei und durchgängig zu koppeln (Modulares Konzept).

Schnittstellendefinition

Um die Anforderungen der Gesamtmodellierung und der Durchgängigkeit zu erfüllen, wurde zusammen mit dem ifak ein technischer Stoffvektor definiert, der maßgebend für die Beschreibung der Ein- und Ausgänge der Einzelmodelle ist. Dies ermöglicht eine freie Verschaltung der Anlagenkomponenten ohne jeweils spezielle Schnittstellen konfektionieren zu müssen. Der Abwasservektor orientierte sich dabei an der Methodik der Belebtschlammmodelle der IWA (ASM1-3) und stellt somit auch die Kompatibilität zu extern durchgeführten dynamischen Modellierungen her. Dadurch wird die Möglichkeit gegeben, nach einer stationären Simulation und ersten Auswahl die Daten relativ problemlos für eine detailliertere dynamische Simulation auszutauschen. Es werden die Stoffgruppen CSB, Phosphor und Stickstoff berücksichtigt und zwischen gelösten und partikulären Stoffe unterschieden, um den Feststoffgehalt modellieren zu können.

Kriterienkatalog

Um eine ganzheitliche Bewertung nicht nur in Bezug auf die Anlagenkonfiguration und die Stoffströme in der Anlage gewährleisten zu können, sondern auch bezüglich der wesentlichen ökonomischen und ökologischen Größen, wurden von der TU München, der RU Bochum und dem IEEM Witten entsprechende Beurteilungskriterien entwickelt. Des Weiteren können zusätzliche technische Gesichtspunkte und soziale Aspekte eine Rolle bei der Bewertung spielen, für die ebenfalls entsprechende Kriterien definiert wurden. Als Ergebnis dieser Arbeit kann nun kompletter Kriterienkatalog bestehend aus 24 Kriterien empfohlen werden, anhand derer die ganzheitliche Bewertung einer Reinigungsanlage erfolgen kann. Darüber hinaus wurden an der TU München in Zusammenarbeit mit den anderen Projektpartnern entsprechende Berechnungsansätze zur Bewertung einer Anlagen in Übereinstimmung mit den Kriterien entwickelt. Die Beurteilung erfolgt je nach Kriterium quantitativ oder qualitativ, wobei für einzelne Kriterien sowohl qualitative und quantitative Bewertungen entwickelt wurden. Ferner können die Kriterien nach einer quantitativen Berechnung für einen Vergleich mehrerer Alternativen in qualitative Skalen transformiert werden.

Bezüglich nicht technischer Kriterien wurden konkrete Vorgehensweisen erarbeitet, um einen angemessenen Gewichtungsfaktor zur Aggregation abzuschätzen zu können. Diese beruhen auf der Identifizierung der Schlüsselprozesse in der Anlage (z.B. Zuverlässigkeit, Stabilität) oder aber auf den kriterienspezifischen Modulparametern (wie z.B. Fläche bei der Geruchsbelästigung).

Technische Modelle

Um ein Gesamtmodell aufzubauen, waren Einzelmodelle für alle Anlagenteile zu entwickeln. Für die Durchführung der Gesamtmodellierung einer Anlage, müssen dazu zusätzliche Bausteine (Module) für Anlagenteile aufgebaut werden, die bislang in konventionellen Ansätzen nicht betrachtet worden sind. Im Einzelnen macht es für das Plantwide Modelling Sinn, dass Module für die mechanische Vorreinigung (z.B. Rechen, Vorklämung), die biologisch/chemische Stufe (Belebtschlamm- und Biofilmsysteme), sowie Produktion und Verbrauch von Energie (z.B. Belüftungsaggregate) gekoppelt werden.

Analyse bestehender Ansätze

Für die Erstellung der Modelle wurde an der TU München zunächst eine umfangreiche Analyse bestehender Modellansätze durchgeführt, um abschätzen zu können inwieweit sie für eine Implementierung im Toolkit geeignet waren. Die Analyse zielte hauptsächlich auf die Untersuchung des Temperatureinflusses auf ausgewählte Bemessungswerte (Beckenvolumina, Teichflächen, Schlammalter, Aufenthaltszeiten, Abbauleistung), sowie das Verhalten und Unterschiede zwischen den Modellen ab. Zur Analyse des Modellverhaltens und der Modellsensitivität der bestehenden Modelle fanden zwei methodische Ansätze Anwendung. Zum einen wurden zur Einschätzung des generellen Modellverhaltens unter verschiedenen Randbedingungen mehrere tausend Szenarienrechnungen automatisiert durchgeführt (Monte-Carlo-Simulation). Zum anderen erfolgte eine explizite Analyse der Temperatureffekte.

Der Vergleich der Modelle und Berechnungsergebnisse zeigte signifikante Unterschiede Neben den rein biologischen Prozessen erfolgte die Simulation der hydraulischen Misch- und Sedimentationsprozesse in den Teichen über die Verschaltung einzelner CSTR-Reaktoren, welche die unterschiedlichen Zonen in den Teichen abbildeten.

So weisen Modelle für **Belebungsbeckenmodelle** trotz einiger Gemeinsamkeiten sowohl in den Modellannahmen als auch im Ablauf des Bemessungsweges deutliche Unterschiede auf. Es zeigten sich signifikante Differenzen, die sowohl in unterschiedlichen Modellannahmen (wie CSB oder BSB₅-Eingangsgößen), als auch unterschiedlichen Werten für Sicherheitsfaktoren oder kinetische Parameter begründet liegen. Es ergaben sich Differenzen von teilweise über 200% bei 10°C. Obwohl die Verhinderung der Auswaschung der Nitrifikanten maßgebendes Bemessungsziel aller Verfahren ist, ergeben sich große Differenzen bei der Berechnung des aeroben Schlammalters (Differenzen von bis zu 200%). In Folge weisen auch die berechneten Beckenvolumina signifikante Unterschiede auf (Differenzen von 250%). Die Berechnungsmodelle sind ferner durch starke Temperaturabhängigkeiten geprägt. Eine Temperaturerhöhung um nur 5°C kann so das berechnete Belebungsbeckenvolumen bereits um mehr als 40% senken. Temperaturerhöhungen von 5 auf 30°C führten bei einigen Ansätzen zu einer Reduzierung der berechneten Volumen um mehr als 90%. Größere Unterschiede ergeben sich auch bei zufallsgenerierten Berechnungen (Monte Carlo Simulationen), die anhand von mehreren Tausend Anlagenbemessungen eine Einschätzung des statistischen Verhaltens der Modelle ermöglichen.

Auch bei den Bemessungsansätzen für verschiedene Typen von **Teichanlagen** zeigten sich deutliche Differenzen und hohe Temperaturabhängigkeiten. Temperaturerhöhungen um 5°C bewirkten in einigen Fällen ein Absinken der berechneten Flächen um 15% (belüftete fakultative Teiche). Bei den fakultativen Teichen resultierte eine Verminderung der Flächen um sogar ca. 40%. Die maximale Verringerung der hydraulischen Aufenthaltszeit bei einer Temperaturveränderung von 5°C belief sich auf 15% für Fakultativ belüftete Teiche, auf 35% bei Fakultativen Teichen, sowie auf 50% bei den Anaerobeichen. Die Veränderungen zwischen minimalem und maximalem berechneten Wert für die Teichflächen und Aufenthaltszeiten bei einer Veränderung im Temperaturbereich zwischen 5°C und 30°C, beliefen sich damit in einigen Ansätzen auf 87% und mehr. Dagegen zeigte die Berechnung der Abbauleistung geringere

Temperaturabhängigkeiten. Die berechneten Effizienzen erhöhten sich um bis zu 37%. Neben den hohen Temperaturabhängigkeiten zeigten sich ferner auch hier deutliche Unterschiede im Vergleich der Modelle zueinander. Die Unterschiede können dabei bis zu über 30% für die Aufenthaltszeiten und bis zu 80% für die Flächen betragen.

Der Vergleich der Ergebnisse der Modelle für **UASB Reaktoren und Biofilter** zeigte für die berechneten BSB_5 -Abbauleistungen Werte zwischen 63% und 72.5% (Biofilter) bzw. zwischen 72% and 79.7% (UASB). Die Extremwerte bei den Biofiltern erschienen relativ niedrig, können im Zuge einer Bemessung im Sinne eines Sicherheitsfaktors aber akzeptabel sein.

Konsequenzen für die Modelle im Toolkit

Die Unterschiede von teilweise mehr als 100% in den Berechnungsergebnissen zeigten, dass die Wahl des Modellansatzes die Berechnungsergebnisse stark beeinflusst. Ferner zeigte sich ein sehr hoher Einfluss der Bemessungstemperatur auf die Ergebnisse. Statt der Verwendung von Sicherheitsfaktoren kann die Anwendung stochastischer Simulationen als zusätzliche Informationsquelle empfohlen werden. Die Unsicherheiten in gewählten Zuflusswerten werden so direkt in entsprechende Häufigkeitsverteilungen im Ablauf umgesetzt und liefern somit einen statistisch auswertbaren Datensatz. Insbesondere für ein komplexes Anlagenkonzept kann dies zu einer effektiveren Bemessung führen als es unter Verwendung üblicher Sicherheitsaufschläge möglich ist.

In der existierenden Form sind die vorhandenen stationären Modelle für eine Berechnung im Toolkit nur bedingt geeignet. Eine Zusammenstellung komplexer technischer Anlagen oder die Kombination unterschiedlicher Verfahren wie z.B. UASB und Tropfkörper ist im Regelfall nicht möglich. Aus diesem Grund wurden dynamische Modelle als Basis für die weitere Modellentwicklung stationärer Ansätze herangezogen.

Modellentwicklung

Aufgrund der Analyse bestehender Modellansätze (siehe vorangegangener Abschnitt), war es Ziel, auf Grundlage anerkannter dynamischer Modelle ein Gleichungssystem zu gewinnen, das die Originalmodelle bezüglich ihres Stationärverhaltens für verschiedene Rahmenbedingungen möglichst gut nachbildet. Aus dieser Zielformulierung ergab es sich, die Herleitung der stationären Ansätze nicht auf rein analytischen Überlegungen basieren zu lassen, sondern die Modellentwicklung auf der Grundlage von möglichst allgemeingültigen Referenzlastfällen mit den Originalmodellen durchzuführen. Der Modellierungsprozess stellte so ein klar definiertes Optimierungsproblem dar, dessen Ziel es war, die Abweichungen der entwickelten stationären Modelle, die in das Toolkit implementiert werden können, von den Ergebnissen der dynamischen Modelle zu minimieren. Diese Vorgehensweise führte zur Entwicklung von Modellen für aerobe, anoxische und anaerobe Reaktoren. Für unbelüftete und belüftete Belebungsbecken wurde ein Rechenmodell auf Basis des ASM 3 entwickelt, für anaerobe Prozesse ein Modellansatz basierend auf Gujer, 1996). Die Kalibrierung der drei Modelltypen führte zu guten Ergebnissen und guten Übereinstimmungen zwischen dynamischen Originalmodellen und den entwickelten

stationären Modellen für das Toolkit. Die hier entwickelten Modelle für unbelüftete, belüftete Becken und Anaerobanlagen bilden die Grundlage für die stationäre Berechnung von aeroben und anaeroben Teichanlagen und sind in dieser Form im Toolkit verwendbar.

Die Erarbeitung von Modellvorschlägen für die Vorklärung, die Schlammstabilisierung, die Biofilmtechnologie und die Abbildung des Phosphors in der Faulung erfolgte am ISAH Hannover. In den gängigen Anaerobmodellen erfolgt üblicherweise keine Abbildung der Stoffgruppe Phosphor. Deswegen wurde am ISAH in Hannover ein System zur Erweiterung der Anaerobmodelle entwickelt. Dies ermöglicht es wahlweise, in Abhängigkeit von der Fragestellung, die Prozesse zu berücksichtigen.

Für die Abbildung der Vorklärung wird ein Modell empfohlen, welches anhand einer empirisch bestimmten Absetzkurve eine Reduktion des partikulären CSB und der daran gebundenen organischen Stickstofffracht ermittelt. Die Anwendung auf spezifische Bedingungen erfolgt über die Parametrierung der maßgebenden Faktoren der Absetzkurve. Zur Ermittlung des Primärschlammfalls werden Feststoffbilanzen genutzt.

Für die Modellierung von Biofilmreaktoren wurde ein Modell für die Abbildung der Vorgänge innerhalb des Biofilms empfohlen (Perez et al., 2005). Dieses Modell berechnet die spezifischen Stofftransportvorgänge über Reaktionsgleichungen nullter und erster Ordnung und ist somit für den stationären Fall analytisch lösbar. Daher eignet sich dieses Modell besonders für die Einbettung in die Modellumgebung des Toolkit.

Ökonomische Berechnung

Mit dem Berechnungskonzept für Wirtschaftlichkeitsaspekte im Toolkit liegt ein Prototyp eines Kalkulationsmodells vor, das für die Verfahren Belebungsanlagen, Biofilmverfahren, Teichanlagen und Mechanische Reinigung (Siebanlagen und Rechen) alleine oder in Kombination Kostenprognosen unter Berücksichtigung von erfolgten Teilreinigungsleistungen bieten kann. Das Modell kann zudem bestimmte Faktoren wie länderspezifische Preisniveaus und Standort spezifische Einflussgrößen mit berücksichtigen. Als Ergebnis der Prognose wird ein Barwert für die jeweils betrachtete Anlagenvariante ausgegeben (wahlweise unterschieden in den Barwert für CAPEX und OPEX).

Während das Modell zu viele Unwägbarkeiten (stark volatile Kostendaten, internationale Preisunterschiede bleiben unberücksichtigt, Verallgemeinerungen etc.) enthält, um belastbare Kostenschätzungen auszugeben reicht, die Leistungsfähigkeit des Modells dennoch aus, um einen wirtschaftlichen Vorteilhaftigkeitsvergleich zwischen zwei oder mehreren Verfahrensalternativen zu erlauben.

Die Anwendung auf ein Referenzbeispiel (Kläranlage Koblenz) zeigte, dass sich die Komponente „Ökonomie“ gut mit der Komponente „Technik“ (hier Übergabe der Schmutzfrachten und ähnlicher Parameter als Eingangswerte für die Komponenten „Ökonomie“) verbinden lässt.

15 Literaturverzeichnis

- Alex, J.; Wichern, M.; Spring, V.; Halft, N.; Ahnert, N.; Frehmann, T.; Hobus, I.; Langergraber, G.; PlatteS, M.; Winkler, S.; Woerner, D. (2007). A method to use dynamic simulation in compliance to stationary design rules to refine WWTP planning, Poster at the 10th IWA Specialised Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants, Wien, Österreich, 10.-13.9.2007 (Vortrag).
- Alex, J.; Langergraber, G.; Spring, V.; Wichern, M.; Weissenbacher, N.; Ahnert, M.; Frehmann, T.; Hobus, I.; Plattes, M.; Winkler, S.; Woerner, D. (2008) Dynamic simulation for the design process of WWTP, 1st IWA/WEF wastewater treatment modelling seminar, Mont Sainte Anne, Kanada, 1.-3.6.2008 (Vortrag).
- AQUA-AEROBIC-SYSTEMS, Inc. Aqua Jet Aerators. Rockford, Illinois.
- Arthur, J.P. (1983). Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Technical Paper No. 7. Washington, DC: The World Bank.
- Arvin, E. und Harremoes, P. (1989) Concepts and Models for Biofilm Reactor Performance, Conf on Technical Advances in Biofilm Reactors, Apr 04-06 1989, Nice, France
- Asano, T. (2005): Urban Water Recycling. Water Science and Technology 51, (8), 83-89.
- ATV-DVWK-ARBEITSBLATT A 131 (1981). Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5.000 Einwohnerwerten. Abwassertechnische Vereinigung, St. Augustin.
- ATV_DVWK-ARBEITSBLATT A 131 (1991). Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5.000 Einwohnerwerten. Abwassertechnische Vereinigung, St. Augustin.
- ATV (1994): Denitrifikation bei Tropfkörperanlagen, Arbeitsbericht der Arbeitsgruppe 2.6.3, Korrespondenz Abwasser 41 (11), S. 2077 – 2081.
- ATV - M271 (1998), Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen, ATV-Regelwerk Abwasser - Abfall
- ATV-DVWK-ARBEITSBLATT A 131 (2000) Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Abwassertechnische Vereinigung, Hennef
- ATV-DVWK-ARBEITSBLATT A 281 (2001). Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern. Abwassertechnische Vereinigung, Hennef
- Balkema, A. J.; Deletic, A.; Craig, A. (2002). Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems, Urban Water 4:153-161
- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kaliuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A.S., W.T.M., S. und H., V., V.A. (2002) Anaerobic digestion model No. 1 (ADM1). Scientific and Technical Report No. 13. IWA Publishing, London.
- Beckereit, M. (1988). Kosten der anaeroben Abwasserbehandlung von Industrieabwasser. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 71

- Benedetti, L.; Bixio, D.; Vanrolleghem, P.A. (2006). Benchmarking of WWTP design costs, effluent quality and process variability, *Water Science & Technology* Vol54 No10: 95-102
- Benfield, L.D.; Randall, C.W. (1980). *Biological Process Design for Wastewater Treatment*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J.,
- Birks, R.; Hills, S.; Diaper, C.; Jeffrey, P. (2003): Assessment of water savings from single house domestic greywater recycling systems. In *Efficient 2003 — 2nd International conference on Efficient Use and Management of Urban Water Supply*, organised by IWA, AWWA & AEAS, Tenerife, Canary Islands, Spain, April 2003.
- Böhnke, B.; Bischofsberger, W.; Seyfried, C.F. (1993). *Anaerobictechnik: Handbuch der anaeroben Behandlung von Abwasser und Schlamm*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Deutschland
- Bohn, T. (1993). *Wirtschaftlichkeit und Kostenplanung von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen*, Schriftenreihe des Instituts für Baubetriebslehre der Universität Stuttgart, expert verlag.
- Borja, R., Banks, C.J. (1995). Response of an anaerobic fluidized bed reactor treating ice-cream wastewater to organic, hydraulic, temperature and pH shocks, *J. Biotech.* 39, 251-259.
- Borja, R., Banks, C.J. (1996). Evaluation of instability and performance of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating high-strength ice cream wastewater. *Biotechnol. Appl. Biochem.* 23, 55-61.
- Bornemann, C.; Freund, M.; Londong, J.; Nowak, O.; Otterpohl, R.; Rolfs, T. (1998). Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ, *Korrespondenz Abwasser* 45(3), 455-462
- Braun, U.; Lindner, B.; Behrendt, J.; Otterpohl, R. (2007): The Loo-Loop Process for Highly Efficient Stand-Alone Water Systems. *GWA Gewässerschutz-Wasser-Abwasser*, Band 206, Advanced Sanitation Conference, International IWA Conference, 12.3.-13.3.2007, Aachen, Deutschland.
- Brunner, N.; Starkl, M. (2004). Decision aid systems for evaluating sustainability: a critical survey, *Environmental Impact Assessment Review* 24:441-469
- Burkhard, R.; Deletic A.; Craig, A. (2000). Techniques for water and wastewater management: a review of techniques and their integration in planning, *Urban Water* 2:197-221
- Butler, D.; Parkinson, J. (1997): *Towards Sustainable Urban Drainage*. *Water Science and Technology* 35, (9), 53-63.
- Chaloupka, J. (1988). *Anaerobes Belebungsverfahren mit periodischer Durchmischung*. Wiener Hochschulreihe Wasser-Abwasser-Gewässer, Band 73.,
- Coen, F., Vanderhaegen, B., Boonen, I., Vanrolleghem, P.A. und VanMeenen, P. (1997) Improved design and control of industrial and municipal nutrient removal plants using dynamic models. *Water Science and Technology*, 35(10), 53-61.
- Diaper, C.; Dixon, A.; Butler, D.; Fewkes, A.; Parsons, S.A.; Stephenson, T.; Strathern, M.; Strutt, J. (2001): Small scale water recycling systems – risk assessment and modelling. *Water Science and Technology* 43, (10), 83–90.

- Dinesh, N.; Dandy, G.C. (2003). A decision support system for municipal wastewater reclamation and reuse, *Water Science and Technology: Water Supply* Vol. 3 No3: 1-8
- Drangert, J.-O. (2003): Requirements on sanitation systems - the flush toilet sets the standard for ecosan options. *Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, Lübeck, Session B.*
- Druzdzel, M. J.; Flynn, R. (2002). *Decision support systems - Encyclopedia of Library and Information Science, Second Edition, Marcel Dekker Inc., New York*
- Easter, C.; Quigley, C.; Burrowes, P.; Witherspoon, J.; Apgar, D. (2005), Odor and air emissions control using biotechnology for both collection and wastewater treatment systems, *Chemical Engineering Journal* 113:93-104
- Eckenfelder, W. (1991a) *Principles of water quality management, Malabar, Florida, Krieger*
- Eckenfelder W. (1991b). *Design Example for Nitrogen Removal. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Volume 50E, pp. 65-74*
- Finney, B. A., Gearheart, R. A. (2004). *A user's manual for WAWTTAR, Environmental Resource Engineering Department, Humboldt State University*
- Frechen, F.B. (1988). *Geruchsemission aus Kläranlagen, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, Doktor-Ingenieurs Dissertation*
- Frechen, F.B. (2004), *Odour emission inventory of German wastewater treatment plants – odour flow rates and odour emission capacity, Water Science and Technology Vol 50 No4: 139-146*
- Gehring, T.; Silva, J.D.; Kehl, O.; Castilhos Jr., A.B.; Costa, R.H.R.; Uhlenhut, F.; Alex, J.; Horn, H.; Wichern, M. (2009). *Modeling waste stabilization ponds with an extended version of ASM 3, 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, April 26 to 30, 2009, Belo Horizonte/MG, Brasilien, akzeptiert bei Water Science Technology, Ausgabe noch unbekannt.*
- Gloyna, E.F. (1976): *Facultative Waste Stabilization Pond Design. In: E.F. Gloyna, J.F. Malina, Jr., and E.M. Davis, (Eds), Ponds as a Wastewater Treatment Alternative. Water Resources Symposium No. 9., University of Texas, Austin, 1976, pp. 143-157.*
- Gratziou, M.; Ekonomou, S.; Tsalkatidou, M. (2005). *Cost analysis and evaluation of urban sewage processing units, Water Science & Technology Vol 5 No 6:155-162*
- Greening, L. A., Bernow, S. (2004), *Design of coordinated energy and environmental policies: use of multi-criteria decision-making, Energy Policy 32:721-735*
- Gujer W. (1993). *Grundlagen der Nitrifikation und der Denitrifikation in Belebungsanlagen. 35. VSA-Course, 08. – 11.09.1993 in Engelsberg on „Nährstoffelimination in der biologischen Abwasserreinigung“*
- Gujer, W. (1996). *Biologische Abwasserreinigung. Skript für die Vorlesungen Verfahrenstechnik der Abwasserreinigung II, Abt. VIII, 6. Sem. Und Abwasserreinigung II, Abt. II, 8. Sem. Aus dem SS 96 an der Eidgenössischen*

Technischen Hochschule Zürich (ETHZ), Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft ETHZ, Zürich.

Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T.; Van Loosdrecht, M. (1999). Activated Sludge Model No. 3, *Wat. Sci. Tech.*, 39(1), 183-193

Hajkowicz, S.; Young, M.; Wheeler, S.; MacDonald, D.H.; Young, D. (2000). Supporting Decisions: Understanding natural resource management assessment techniques, CSIRO Land and Water, Australia

Harremoës, P. (1997): Integrated Water and Waste Management. *Water Science and Technology* 35, (9), 11-20.

Härtel, L. (1990). Modellansätze zur dynamischen Simulation des Belebtschlammverfahrens. Dissertation, TH-Darmstadt, WAR-Schriftenreihe, Band 47

Henze, M., Grady, C.P.L.; Gujer, W.; Marais, G.; Matsuo, T. (1987). Activated sludge model no. 1. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1. London, UK.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C., Marais, G.v.R. und Van Loosdrecht, M.C.M. (2000) Activated Sludge Models ASM 1, ASM2, ASM2D and ASM3 edited by IAW Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, Scientific and Technical Report, , IWA Publishing, London.

Herbst, H.; Hissl, H. (2002): Umsetzungsstrategie zur Einführung marktorientierter Wasser-infrastruktursysteme in Deutschland, GWA, Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Band 188, Aachen 2002.

Hoffmann, B.; Nielsen, S.B.; Elle, M.; Gabriel, S.; Eilersen, A. M.; Henze, M.; Mikkelsen, P. S. (2000). Assessing the sustainability of small wastewater systems: A context-oriented planning approach, *Environmental Impact Assessment Review* 20:347-357

HSG (1989). Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung - Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen. *Korrespondenz Abwasser*, 36(9), 1046 – 1061.

HSG (1993). Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen, *Korrespondenz Abwasser* 40(8), 1240.

Huber, H.; Grienberger J.; Rödiger M. (2007): HUBER Solutions for Global Water Challenges. International Symposium: Water Supply and Sanitation for All – Obligation of the water professionals for our common future, September 27-28, 2007, Berching, Germany

Hulsbeek, J.J.W., Kruit, J., Roeleveld, P.J. und van Loosdrecht, M.C.M. (2002) A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. *Water Science and Technology*, 45(6), 127-136.

Ichimura, K.; Takahashi, M.; Suzuki, Y (1994): Design manual for nutrient removal and recent progress on retrofitting of existing plants to nutrient removal process. Presentation at the „6. japanisch-deutscher Workshops on Abwasser- und Schlammbehandlung“, 04.-06.10.1994, Kernforschungszentrum Karlsruhe.

IETC - International Environmental Technology Center (2000). Environmentally sound technologies for wastewater and stormwater management, an international source book, technical publication series 15, , IWA publishing

- IMF (2005): World Economic Outlook Database for September 2005, International Monetary Fund.
- Ingerle, K. (1998): Möglichkeiten zur Behandlung von Abwässern aus touristischen Anlagen im alpinen Bereich. In: Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche und urbane Gebiete. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, TU München, 138, 69-83.
- ISIS - Institute for Systems, Informatics and Safety (1996). NAIAD manual, Joint Research Center of the European Commission, Ispra, Italy,
- IWA task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment (2000). Scientific and Technical Report No 9: Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Publishing, London, UK.
- Jansen J. (1991): Danish design practice for nitrogen removal. Publications at the Institute of Sanitary Engineering, Technical University of Braunschweig, Volume 50E, p. 75 – 89
- Jardin, N. (1995): Untersuchungen zum Einfluß der erhöhten biologischen Phosphorelimination auf die Phosphordynamik bei der Schlammbehandlung. Dissertation, Institute for Water Supply, Wastewater Technology and Regional Planning, Darmstadt University of Technology, Darmstadt.
- Jeffrey, P.; Seaton, R.; Parson, S.; Stephenson, T. (1997): Evaluation Methods for the Design of Adaptive Water Supply Systems in Urban Environments. Water Science & Technology 35 (9), 45-51.
- Joksimovic, D. (2006). PhD Thesis, Decision support system for planning of integrated water reuse project, University of Exeter, England
- Kehl, O.; Wichern, M.; Lübken, M., Horn, H. (2007a). Modelling centralized and decentralized Wastewater Concepts under different Temperature Conditions – A Comparison, IWA-Conference on Advanced Sanitation, Aachen, 12.-13.3.2007 (Vortrag).
- Kehl, O.; Wichern, M. (2007b): Nachhaltige, angepasste Behandlungskonzepte für eine exportorientierte Abwasserreinigung. Forum „Vietnamesisch-deutsche Forschungskooperation im Bereich Wasser- und Umwelttechnologie“. 19. Oktober 2007, Ho Chi Minh City, Vietnam (Vortrag).
- Kehl, O., Wichern, M., Lübken, M., Horn, H. (2009). Analysis of design models for stabilization ponds under different boundary conditions – a comparison, Ecological Engineering 35, 1117-1128.
- Kelley, C.T. (2003). Solving nonlinear equation with Newton`s method. Fundamentals of Algorithms. SIAM, Society for Industrial and Applied Mathematics. 103 S.
- Koch, G.; Kühni, M.; Gujer, W.; Siegrist, H. (2000). Calibration and validation of Activated Sludge Model No. 3 for Swiss municipal wastewater, Wat. Res. 34(14),3580-3590
- Krebs, P.; Larsen, T.A. (1997): Guiding the Development of Urban Drainage Systems by Sustainability Criteria. Water Science and Technology 35, (9), 89-98.
- Krotschek, C.; Narodslawsky, M. (1996): The Sustainable Progress Index (SPI): A new dimension in ecological evaluation. Ecological Engineering 206, 1996.
- Lange, J.; Otterpohl, R. (2000): Abwasser. Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft, Pfohren, Mallbeton Verlag, stark erweiterte Auflage.

- Langergraber, G., L., R., Winkler, S., Alex, J., Wiese, J., Owerdieck, C., Ahnert, M., Simon, J. und Maurer, M. (2004) A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Water Science & Technology*, 50(7), 131-138.
- Larsen, T.A.; Gujer, W. (1996): Separate Management of Anthropogenic Nutrient Solutions (Human Urine), *Water Science and Technology* 34, (3-4), 87-94.
- Laux, H. (2007): *Entscheidungstheorie*. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York 2007, 540 S.
- Lohmann, B. (1994): *Ordnungsreduktion und Dominanzanalyse nichtlinearer Systeme*. Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 8, Nr 406, Düsseldorf, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf.
- Lopez Zavala, M.A.; Funamizu, N.; Takakuwa, T. (2003): Temperature effect on aerobic biodegradation of faces using sawdust as a matrix. *Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, Lübeck*. Session E.
- Lukens, M., Wincher, M., Wanderer, P.A. (2003). Efficiency of different mathematical models for simulating enhanced biological phosphorus removal in activated sludge systems, *Environmental Informatics Archives*, Volume 1, 2003.
- Durenberger, D.G. (1979). *Introduction to Dynamic Systems: Theory, Models and Applications*. Wiley; 1 edition (May 28, 1979). 464 S
- Markopoulos, C. K.; Nat sis, K.; Liu, S.; Mitts, K.; Butler, D. (2008). Decision support for sustainable option selection in integrated urban water management, *Environmental Modelling & Software* 23: 1448-1460
- Malina, J.F., Jr.; Kaiser, R.; Eckenfelder, W.W.; Jr, E.F. Gloyna, Drayman, W.R. (1972). *Design Guides for Biological Wastewater Treatment Processes*. Report CRWR-76. Center for Research in Water Resources, University of Texas, Austin, 1972.
- Melcher, H., Doled, P.L., Jones, R.M., Bye, C.M., Takes, I., Stencil, H.D., Wilson, A.W., Sun, P. und Bury, S. (2003) *Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling*. Water Environment Research Foundation (WERF), Alexandria, VA (USA).
- Metcalf and Eddy (2003), *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th Edition, McGraw-Hill, US
- Miller, G. W. (2006), *Integrated concepts in water reuse: managing global water needs*, *Desalination* 187:65-75
- Mistler, M. und Radke, M (1990). Konzept einer anaeroben Abwasserreinigung. *Umwelt* 20 (10), 512-514.
- Moser, A. (1994): *Trends in Biotechnology, Sustainable Technology Development: From High Tech to Eco-Tech*, *Acta Biotechnology*, Vol 14, 4.
- Müller, E.A.; Thommen, R.; Stähli, P. (1994). *Handbuch Energie inARA, Energiesparmaßnahmen in Abwasserreinigungsanlagen*, Bundesamt für Konjunkturfrage, Bern, 1994.
- Muga, H. E.; Mihelcic, J. R. (2008). Sustainability of wastewater treatment technologies, *Journal of Environmental Management* 88:437-447

- Murnleitner, E.; Kuba, T.; Van Loosdrecht, M.C.M.; Heijnen, J.J. (1997). An integrated metabolic model for the aerobic and denitrifying biological phosphorus removal, *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 54, no. 5, pp. 434-450
- Mustajoki, J., R.P., Hämäläinen (2000), *Web-HIPRE: Global Decision Support by Value Tree and AHP Analysis*, *INFOR*, Vol. 38, No.3:208-220
- Mustajoki, J.; R.P., Hämäläinen; Marttunen, M. (2004). Participatory multicriteria decision analysis with *Web-HIPRE*: a case of lake regulation policy, *Environmental Modelling & Software* 19:537-547
- Nogueira, R.; Ferreira, I.; Janknecht, P.; Rodriguez, J.J.; Oliveria, P.; Brito, G. (2007). Energy-saving wastewater treatment system: formulation of cost functions, *Water Science & Technology* Vol 56 No 3:85-92
- Nowak, O.; Svardal, K. (1990): *Nitrifikation/Denitrifikation Fortbildungskurs biologischer Abwasserreinigung*
Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Band 85, TU Wien
- Nowak, O. (2003). Benchmarks for the energy demand of nutrient removal plants, *Water Science & Technology*, Vol 47 No12: 125-132
- Obenaus, F. (2001) *Online-Anwendung von deterministischen Prozeßmodellen zur Unterstützung des Betriebs biologischer Kläranlagen*, *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH)*, Universität Hannover, Heft 111.
- Oliveira, S.M.A.C.; von Sperling, M. (2007). Reliability analysis of stabilization pond systems, *Water Science & Technology* Vol 55 No11:127-134
- Otterpohl, R. und Freund, M. (1992) Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows. *Water Science & Technology*, 26(5-6), 1391-1400.
- Otterpohl, R.; Grottker, M.; Lange, J. (1997): *Sustainable Water and Waste Management in Urban Areas*. *Water Science and Technology* 35 (9), 121-133.
- Otterpohl, R.; Oldenburg, M. (1998): *Separate Behandlung von Toilettenabwasser durch ein Vakuumsystem und gemeinsame Vergärung mit Bioabfällen – ein Weg zur integrierten Siedlungstechnik*. *Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft*, TU München, Band 138.
- Otterpohl, R.; Oldenburg, M. (2002): *Innovative Technologien zur Abwasserbehandlung in urbanen Gebieten*. *Korrespondenz Abwasser*, 49. Jhrg.,10.
- Otterpohl, R. (2006): *Internationaler Stand neuartiger Sanitärkonzepte – Bedarfsanalyse, Entwicklungspfade und sozio-ökonomische Randbedingungen*. In: 1. Aachener Kongress *Dezentrale Infrastruktur*, RWTH Aachen University, Aachen/Germany.
- Paris, S.; Wilderer, P.A. (2002): *Integrierte Ver- und Entsorgungskonzepte im internationalen Vergleich*, *GWA, Gewässerschutz, Wasser, Abwasser*, Band 188, Aachen, 45/1-45/15.
- Paris, S.; Bischof, F.; Huber, H. (2006): *Reuse of Treated Wastewater*. Bei 10th Japanese German Workshop on Water Technology, 09.-10.2006.
- Palme, U., M. Lundin, A. M. Tillman, S. Molander (2005). Sustainable development indicators for wastewater systems - researchers and indicator users in a cooperative case study, *Resource, Conservation and Recycling* 43:293-311

- Pearson, H., 2005. Microbiology of waste stabilisation ponds. In Pond Treatment Technology. 145 – 167. IWA Publishing London, UK, 479 pp.
- Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M. und Vanrolleghem, P.A. (2002) Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal–industrial wastewater treatment plant. *Journal of Hydroinformatics*, 4(1), 15–38.
- Perez, J., Picioreanu, C. und van Loosdrecht, M. (2005) Modeling biofilm and floc diffusion processes based on analytical solution of reaction-diffusion equations. *Water Research*, 39(7), 1311-1323.
- Pöpel, H.J. (1979). Aeration and gas transfer, second edition, Delft University of Technology. P.169
- Prause, F. (1997). Zusammenstellung mathematischer Modelle zur anaeroben Abwasserreinigung, Diplomarbeit am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover, unveröffentlicht
- Randall, C.; Sen, D (1993): Development of integrated fixed film activated sludge (IFAS) configuration for Annapolis Water Reclamation Facility, Maryland, USA. Final Report (unpublished)
- Reichert, P., (1994). AQUASIM - A tool for simulation and data analysis of aquatic systems, *Water Science and Technology*, **30**, (2), 21-30.
- Reichert, P. (1998a). AQUASIM 2.0 - User Manual. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), CH-8600 Dübendorf, Switzerland.
- Reichert, P. (1998b). AQUASIM 2.0 – Tutorial. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), CH-8600 Dübendorf, Switzerland.
- Restrepo, P.; Salas, J.; Campos, J. (2004): Evaluación de los recursos de agua disponibles en la Atarjea, in "Ingeniería & Medio Ambiente", N°3 Marzo-Abril, 12-20.
- Rieger, L.; Koch, G.; Kühni, M.; Gujer, W.; Siegrist, H. (2001). The EAWAG BioP-Module for Activated Sludge Model No. 3, *Water Research*
- Rosenwinkel, K.-H.; Wichern, M.; Lippert, C.; Arnold, B.; Fengler, T. (2002). DENIKAplus-Programm zur Bemessung und Optimierung von Abwasserreinigungsanlagen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover
- Rosenwinkel, K.-H.; Gigerl, T.; Baumgarten, G. (1998): Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der Membrantechnik bei der Abwasserbehandlung, Beitrag A15
- Roth, M. (1998). Stromverbrauch auf kommunalen Kläranlagen, *Handbuch Wasser* 4, Band 13, Landesamt für Umweltschutz Baden Württemberg [German]
- Ridderstolpe, P. (1999): Wastewater Treatment in a Small Village: Options for Upgrading.
- Rouse, M.; Blokland, M.; Martin, R.; Söderbaum, P. (2005): Workshop2 (synthesis): principles for management of urban water services, *Water Science and Technology* 51, (8), p 59.
- Rudolph, K.-U., Schäfer (2001): Untersuchung zum internationalen Stand und der Entwicklung Alternativer Wassersysteme. Bericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0074.

- SANDEC/WSSCC (1999): Household-centred approach in Environmental Sanitation; Report of Workshop in Hilterfingen 15–19 March 1999. SANDEC, Duebendorf, Switzerland.
- SANDEC/WSSCC (2000): Bellagio Expert Consultation on Environmental Sanitation in the 21st Century; Report of the Bellagio Workshop. 1–4 February 2000. SANDEC, Duebendorf, Switzerland.
- Schertenleib, R. (2005): From conventional to advanced environmental sanitation. *Water Science & Technology* (51) 10, 7–14.
- Schilling, W. Hartwig, P. (1988): Simulation von Reinigungsprozessen in Belebungsanlagen mit Mischwasserzufluß. *Gwf Wasser / Abwasser* 129 (1988) H. 8, S. 513-524.
- Schmidt-Bleek, F. (1993): *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS-Das Maß für ökologisches Wirtschaften*. Birkhäuser Verlag, Berlin, Basel, Boston.
- SEI (2005): *Sustainable Pathways to Attain the Millennium Development Goals – Assessing the Role of Water, Energy and Sanitation*. Stockholm Environment Institute, Stockholm, Schweden.
- Seibert-Erling, G.; Etges, T. (2007): *Energiekosten von Kläranlagen und Kanalnetzen*, john becker ingenieure
- SETAC (1993): *Guidelines for Lifecycle Assessment. "Code of practice"*, Society of environmental Toxicology and Chemistry, Proceedings of a Workshop in Sesimbra, Portugal, April.
- Siegrist, H.; Renggli, D.; Gujer, W. (1993) Mathematical modelling of anaerobic mesophilic sewage sludge treatment, *Wat. Sci. Tech.* 27(2), 25-36
- Siegrist, H.; Renggli, D.; Gujer, W. (1995) Mathematical modelling of anaerobic mesophilic processes in a digester, *International Meeting on Anaerobic Processes for Bioenergy and Environment*, Copenhagen
- Siegrist, H.; Vogt, D., Garcia-Heras, J.L.; Gujer, W. (2002) Mathematical model for Meso- and Thermophilic Anaerobic Sewage Sludge Digestion, *Environ. Sci. Technol.* 2002, 36, 1113-1123, 2002
- Sierp, F. (1967) *Die gewerblichen und industriellen Abwässer*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- SIMBA 5.2 (2006). *Handbuch*. Institut für Automation und Kommunikation ifak Magdeburg e.V., Barleben 2006
- Sin, G., Van Hulle, S.W.H., De Pauw, D.J.W., van Griensven, A. und Vanrolleghem, P.A. (2005) A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis. *Water Research*, 39(12), 2459-2474.
- Sipala, S.; Mancini, G.; Vagliasindi, F.G.A. (2003). Development of a web-based tool for the calculation of costs of different wastewater treatment and reuse scenarios, *Water Science and Technology: Water Supply* Vol 3 No 4: 89-96
- Skjelhaugen, O.J. (1998): *System for local reuse of blackwater and food waste, integrated with agriculture; Technik aneerober Prozesse*, TUHH, Technische Universität Hamburg-Harburg, DECHEMA-Fachgespräch Umweltschutz, ISBN 3-926959-95-9.

- Spering, V.; Alex, J.; Seyfried, A. (2001) Dynamic simulation of a full scale biofor biofilter plant with nitrification and denitrification, World Water Congress der IWA in Berlin
- Starkl, M.; Binner, E.; Fürhacker, M.; Holubar, P.; Koeck, S.; Lenz, K.; Mascher, F.; Ornetzeder, M.; Pollak, M.; Haberl, R., (2005): Nachhaltige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum – SUS-SAN. Endbericht Forschungsprojekt des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien, www.wassernet.at/article/archive/5688/
- Steinle, E. (1986). Untersuchungen zur Energiebilanz konventioneller beheizter Faulbehälter. Universität der Bundeswehr München, Institut für Wasserwesen, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Neubiberg, 1986
- Svardal, K. (1991) Anaerobe Abwasserreinigung – Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter, Wiener Mitteilungen, Band 95
- Takacs, G.; Patry, G.; Nolasco, D. (1987) A dynamic model of the clarification-thickening processes. *Wat. Res.* Vol 25, No 10, pp. 1263-1271
- Tare, V. Jawed, M., Chaudhari, S (1993). Novel technique for evaluation of advanced anaerobic reactors. *J. Environ. Eng.* 119 (5). 980-985.
- Thirumurthi, D., (1969): Design Principles of Waste Stabilization Ponds. *Journal of the Sanitary Engineering Division. ASCE*, 95 SA2: 311-330.
- Thirumurthi, D., (1974): Design Criteria for Waste Stabilization Ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation, JWPCF*, 46 (9): 2094-2106.
- Tokeshi, J. (2007): ¿Como debe crecer Lima? Una apuesta por la densificación habitacional. – Los barrios populares miran el cielo de la ciudad. Primera Consulta Ambiental Urbana de Lima y Callao, Lima, Peru.
- Tränckner, J.(2000). Berechnung und Optimierung des Energieverbrauches einer Kläranlage mit dynamischer Simulation, Veröffentlichungen des Institutes für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft der Universität Rostock [German]
- Tschepetzki, R.; Alex, J. (2005), SIMBA 5.0 Simulation of Wastewater Systems User's Guide, ifak system GmbH, Magdeburg, Germany
- Ujang Z.; Henze, M. (2006) *Municipal Wastewater Management in Developing Countries*, IWA publishing , London, UK
- UNESCO-IHP; GTZ (2006): Capacity building for ecological sanitation - concepts for ecologically sustainable sanitation in formal and continuing education. International Hydrological Programme of the United Nations Education, Scientific and Cultural Organisation und Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Paris, Eschborn, Frankreich, Deutschland.
- United Nations (1987): Report of the World Commission on Environment and Development, General Assembly Resolution 42/187, 11 December 1987. Retrieved: 2007-11-14.
- US EPA (1983): Design Manual, Municipal Wastewater Stabilization Ponds: EPA U.S. Environmental Protection Agency. U.S: Government Printing Office 1983-659 095/716.
- US EPA (1993): Process Design Manual for Nitrogen Control. EPA U.S. Environmental Protection Agency. Technomic Publishing Company, Lancaster, Pennsylvania.

- US EPA - Environmental Protection Agency (2004). Guidelines for water reuse, Municipal Support Division - Office of Wastewater Management, Washington DC
- US EPA - Environmental Protection Agency (2008). Emerging Technologies for Wastewater Treatment and In-Plant Wet Weather Management, Office of Wastewater Management, Washington D.C., EPA 832-R-06-006
- Vanhuizen, D. (1997): Paradigm shift: Decentralized wastewater systems may provide better management at less costs. *Water Environment & Technology*, Water Environment Federation, 49–52.
- Vinnerås, B.; Jönsson, H. (2003): Separation of faeces combined with urine diversion - function and efficiency. *Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation*, Lübeck, Session F.
- Von Sperling, M; de Lemos Chernicharo, C.A (2005): *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions* (2005). IWA Publishing, London, UK.
- Von Wingerfeldt, D. and Edward, W., *Decision Analysis and Behavioral Research*, Cambridge University Press, 1986
- Wanner O., Reichert P. (1996). Mathematical Modeling of mixed-culture biofilms. *Biotechnol. Bioeng.* 49, 172-184
- WCED - The World Commission on Environment and Development (1987). *Our common future*, Oxford University Press
- Wehner, J.F.; Wilhelm, R.H., (1965): Boundary Conditions of Flow Reactor. *Chemical Engineering Science*, 6: 89-93.
- Wesner, G. M., Ewing, L.J., Lineck, Jr., T.S, Hinricks, D.J. (1978). Energy Conservation in Municipal Wastewater Treatment. MCD-32 EPA-430/9-77-011, NTIS PB 276989, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Program Operations, Washington, DC, 1978
- Wheatley, A.D. and Surendran, S. (2003): The design and operation of a grey water treatment plant. In: *Advances in Water Supply Management*, Maksimovich, C.; Butler, D.; Memon, F.A. (eds), Chapter 7, A.A. Balkema Publishers, 535–544.
- WHO (2006a): WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 1 – Policy and Regulatory Aspects. World Health Organization, Genf, Schweiz.
- WHO (2006b): WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4 – Excreta and Greywater use in agriculture. World Health Organization, Genf, Schweiz.
- Wichern, M. (2009). *Simulation biochemischer Prozesse in der Siedlungswasserwirtschaft*, Habilitationsschrift, Veröffentlichung beim Oldenbourg-Verlag 2009, München.
- Wild, D., Kisliakova, A. und Siegrist, H. (1997) Prediction of recycle phosphorus loads from anaerobic digestion *Water Research*, Vol 31(No 9), pp 2300-2308
- Wilderer, P.A.; Schreff, D. (2000): Decentralized and centralized wastewater management: a challenge for technology developers. *Water Science and Technology* 41, (1), 1–8.
- Wilderer, P.A.; Koetzle, T. (2002): Novel Concepts of Urban Sanitation. In: *The Danube River Basin: Life Line of Greater Europe* (P.A. Wilderer, B. Huba and T. Koetzle,

- (eds)). Annals of the European Academy of Sciences and Arts, Vol 34. Georg Olms Verlag, Hildesheim, 229–248.
- Wilderer, P.A. (2004): Applying sustainable water management concepts in rural and urban areas: some thoughts about reasons, means and needs. The 2003 Stockholm Water Prize Lecture. *Water Science and Technology* (49) 7, 7-16.
- Wilderer, P.A. (2005): UN water action decade: a unique challenge and chance for water engineers, *Water Science & Technology* 51, (8), 99–107.
- WRC – Water Research Commission (1984): Theory, design and operation of nutrient removal activated sludge processes. Water research commission by the university of Cape Town, City council of Johannesburg and the national institute for water research of the CSIR, CSIR, P.O. Box 395, Pretoria, 0001 (1984)
- Wuertz, S.; Bishop, P.L.; Wilderer, P.A. (2002) Biofilms in Wastewater Treatment – An interdisciplinary approach, IWA publication, November 2002
- Wulf, F, P. (1999). Simulation der Kläranlagen Hildesheim und Koblenz auf biologische Stickstoff- und Phosphorelimination mit dem Activated Sludge Model No. 3 inclusive EAWAG-BioP-Baustein, Universität Hannover, unveröffentlicht
- Yanez, F. (1993). Lagunas de estabilizacion. Teoria, diseño y mantenimiento. ETAPA, Cuenca, Ecuador, 421 S. (auf Spanisch)
- Zeeman, G.; Sanders, W.; Lettinga, G. (2000): Feasibility of the on-site treatment of sewage and swill in large buildings. *Water Science and Technology* 41, (1), 9–16.

16 Anhang

ANHANG A: Ergebnisse der Monte Carlo Simulationen

Tabelle 27: Berechnete Bemessungsgrößen für Belebungsanlagen basierend auf zufallsgenerierten Input- Werten.

Treatment process	Model	n	aerobic sludge age [h]				tank volume [m³]			
			min	median	max	std. dev.	min	median	max	std. dev.
7 Activated sludge system	Eckenfelder (1991)	4934	1	3,8	14,7	3,7	29	5888	101087	10410
8 Activated sludge system	EPA (1993)	4986	2,5	8,5	28,9	7,3	197	23139	258077	33565
9 Activated sludge system	Jansen (1991)	4607	2,5	4,24	14	3,44	46,3	14595	134083	18920
10 Activated sludge system	Ichimura et al. (1994)	3426	3,2	7	15	2,81	157	22548	98805	16779
11 Activated sludge system	Gujer (1993)	2467	1	3,97	17,14	3,44	29,3	11409	168878	18669
12 Activated sludge system	Randall and Sen (1994)	4969	4,4	7,4	16,9	3,4	48	9744	56340	8269

Tabelle 28: Berechnete Bemessungsgrößen für Abwasserteiche basierend auf zufallsgenerierten Input-Werten

Treatment process	Model	n	Removal efficiency [%]				Area [m²]			Detention time [d]				
			min	med	max	std. dev.	min	med	max	std. dev.	min	med	max	std. dev.
1 aerated facultative pond	V. Sperling, Chern. (2005)	1575	51	73,29	84	5,17	411	56598	187973	35288				
2 Anaerobic pond	V. Sperling, Chern. (2005)	3731	40	59	70	10,28	33,5	6125	42475	5603	1	1,6	5,9	0,84
3a aerated facultative pond (m=1; L/W 1 to 3)	EPA (1983)	3792	82	91	97,3	3,28	3168	294556	2128147	268466	12	44,4	186	26,4
3b aerated facultative pond (m=1; L/W 3 to 4)	EPA (1983)	3614	82	91	97,3	3,31	4659	316900	1992579	281879	12	46,9	214	28,19
3c aerated facultative pond (m=4; L/W 3 to 4)	EPA (1983)	4564	34	45	60,8	5,06	567	26980	177583	20959	1,4	3,4	10	1,18
4 facultative pond	EPA/ALR	4986					5281	767945	6152920	816664	0,1	43,3	180	45,8
5 facultative pond	EPA/Gloyna	4992					4767	1031612	7713203	1298237	12	67,9	479	61,44
6a Dispersed Flow (D= 0,1 to 2)	EPA/Wehner Wilhelm	4307	82	91,4	97,4	2,8	2897	538874	7226113	834907	7,3	40,3	85	20,27
6b Dispersed Flow (Plug D=0,1 to 0,3)	EPA/Wehner Wilhelm	5001	84	92	97,4	2,68	1851	397077	6721885	720781	6,7	30,1	134	23,8
6c Dispersed Flow (dispersed D=0,1 to 0,7)	EPA/Wehner Wilhelm	5001	84	92	97,75	2,74	1447	459342	8814920	904002	6,9	34,6	175	28,75
6d Dispersed Flow (complete mix D=0,4 to2)	EPA/Wehner Wilhelm	5001	84	92,15	97,76	2,7	2870	663108	11728233	1262934	9,4	49,8	267	42,15

Tabelle 29: Berechnete Bemessungsgrößen für Anaerobreaktoren basierend auf zufallsgenerierten Input-Größen

Treatment process	Model	n	removal efficiency [%]				reactor volume [m ³]			
			min	median	max	std. dev.	min	median	max	std. dev.
13 Anaerobic Biofilter	V. Sperling, Chern. (2005)	761	63	69,66	72,48	2,3	271	5877	17814	3687
14 UASB Reactor	V. Sperling, Chern. (2005)	821 eff/ 1483 vol	72	76,76	79,72	1,47	396	7317	20959	3909

ANHANG B: Definition der Referenzlastfälle

Tabelle 30: Rahmenbedingungen für die Generierung der Lastszenarien (Zuflüsse)

Größe	Einheit	Minimaler Wert (absolut)	Maximaler Wert (absolut)	Minimaler Wert (relativ)	Maximaler Wert (relativ)	Beschreibung
Konzentrationen						
S_{O2}	[mg/l]	0	10			Gelöster Sauerstoff
S_s	[mg/l]	0	500			Leicht abbaubarer, gelöster CSB
S_{NH4}	[mg/l]	0	80			Ammonium-N / Ammoniak-N
S_{NOx}	[mg/l]	0	70			Nitrat / Nitrit - N
S_{N2}	[mg/l]	0	300			Molekularer Stickstoff
S_{ALK} (bezeichnet mit S_{HC} in Gujer, 1996)	[Mol/m ³]	0	200			Alkalinität
S_I	[mg/l]			2% v CSB	10% v CSB	inerter, gelöster CSB
X_I	[mg/l]			5% v CSB	80% v CSB	inerter, partikulärer CSB
X_s (bezeichnet mit X_A in Gujer, 1996)	[mg/l]			5% v CSB	80% v CSB	Schwer abbaubarer partikulärer CSB
X_H	[mg/l]			0% v CSB	80% v CSB	Heterotrophe Organismen
X_{STO}	[mg/l]			0% v CSB	30% v CSB	Speicherprodukte Heterotropher Organismen
X_A	[mg/l]			0,01% v CSB	80% v CSB	Autotrophe Organismen
S_{Me}	[mg/l]	0,1	0,1			Methan
S_{AZ}	[mg/l]			5% v CSB	20% v CSB	Azetat
S_{H2}	[mg/l]	0,1	0,1			Wasserstoff
X_{AZ}	[mg/l]	0,1	0,1			Azetat spaltende Organismen
X_{H2}	[mg/l]	0,1	0,1			Wasserstoff oxidierende Organismen
CSB	[mg/l]	0	10000			Chemischer Sauerstoffbedarf
Hydraulische Parameter						
Hydraulische Aufenthaltszeit Anaerobreaktor	[d]	0,5	50			
Hydraulische Aufenthaltszeit Bel. und unbel. Becken	[d]	0,0035*	1			

* Berücksichtigung von hintereinander geschalteten Becken zur Abbildung von Becken mit großem Längen/Breiten-Verhältnis

Tabelle 31: Rahmenbedingungen für die Generierung der Lastszenarien (kinetische Parameter)

Parameter	Einheit	Minimaler Wert	Maximaler Wert	Beschreibung Parameter
Parameter ASM 3				
Hydrolyse				
K_H	d^{-1}	9,0/0,04	9,0/0,04	Hydrolyserate
K_X	-	1,0	1,0	Halbsättigungskonzentration Hydrolyse
Heterotrophe Organismen				
K_{STO}	d^{-1}	12,5/0,07	12,5/0,07	Aerobe Speicherrate
$\eta_{NO,H}$	-	0,8	0,8	Anoxische Abminderung für Wachstum / Speicherung
$K_{O,H}$	$g_{O_2} m^{-3}$	0,2	0,5	Halbsättigungskonzentration für S_O
$K_{NO,H}$	$g_{NM} m^{-3}$	0,5	0,5	Halbsättigungskonzentration für S_{NO}
$K_{SS,H}$	$g_{CSB} m^{-3}$	10,0	10,0	Halbsättigungskonzentration für S_S
K_{STO}	-	0,10	0,10	Halbsättigungskonzentration für Speicherung
μ_H	d^{-1}	3,0/0,07	3,0/0,07	Max. aerobe Wachstumsrate
$K_{NH,H}$	$g_{NM} m^{-3}$	0,01	0,01	Halbsättigungskonzentration für S_{NH}
$K_{ALK,H}$	$mol m^{-3}$	0,1	0,1	Halbsättigungskonzentration für S_{ALK}
b_H	d^{-1}	0,3/0,07	0,3/0,07	Max. endogene Atmungsrate
b_{STO}	d^{-1}	0,3/0,07	0,3/0,07	Atmungsrate für X_{STO}
$\eta_{NO,end,H}$	-	0,5	0,5	Anoxische Abminderung end. Atmung
Y_{STO,O_2}	$g_{CSB} g_{CSB}^{-1}$	0,80	0,80	Aerober Ertragskoeff. der Speicherstoffe
$Y_{STO,NO}$	$g_{CSB} g_{CSB}^{-1}$	0,70	0,70	Anoxischer Ertragsk. der Speicherstoffe
Y_{H,O_2}	$g_{CSB} g_{CSB}^{-1}$	0,80	0,80	Aerober Ertragskoeff. der het. Biomasse
$Y_{H,NO}$	$g_{CSB} g_{CSB}^{-1}$	0,65	0,65	Anoxischer Ertragsk. der het. Biomasse
Autotrophe Organismen				
μ_N	d^{-1}	1,0/0,105	1,7/0,105	Max. aerobe Wachstumsrate
b_N	d^{-1}	0,2/0,105	0,2/0,105	Max. endogene Atmungsrate
$K_{NH,N}$	$g_{NM} m^{-3}$	0,5	1,0	Halbsättigungskonzentration für S_{NH}
$K_{O,N}$	$g_{O_2} m^{-3}$	0,5	0,5	Halbsättigungskonzentration für S_O
$K_{HCO,N}$	$mol m^{-3}$	0,5	0,5	Halbsättigungskonzentration für S_{HCO}
$\eta_{NO,end,N}$	-	0,50	0,50	Anoxische Abminderung für endogene Atmung
Y_N	$g_{CSB} g_N^{-1}$	0,24	0,24	Ertragskoeffizient der aut. Biomasse
Sonstiges				
f_{X_I}	$g_{CSB} g_{CSB}^{-1}$	0,2	0,2	Produktion von X_I nach endogener Atmung
i_{NSI}	$g_N g_{CSB}^{-1}$	0,01	0,01	Stickstoffgehalt von S_I
i_{NSS}	$g_N g_{CSB}^{-1}$	0,03	0,03	Stickstoffgehalt von S_S
i_{NXI}	$g_N g_{CSB}^{-1}$	0,03	0,03	Stickstoffgehalt von X_I
i_{NXS}	$g_N g_{CSB}^{-1}$	0,035	0,035	Stickstoffgehalt von X_S
i_{NBM}	$g_N g_{CSB}^{-1}$	0,07	0,07	Stickstoffgehalt der Biomasse
T	$^{\circ}C$	8	23	Temperatur
Parameter Gujer (1996)				
Hydrolyse				
K_H	d^{-1}	0,1	0,5	Hydrolyserate
K_{HC}	$mol m^{-3}$	0,5	1,5	Halbsättigungskonzentration für Bikarbonat
Azetat spaltende Organismen				
μ_{mAZ}	d^{-1}	0,08	0,24	Maximale Wachstumsgeschwindigkeit
K_{AZ}	$g_{CSB} m^{-3}$	15	45	Halbsättigungskonstante für Azetat
K_{NH}	$g_{NM} m^{-3}$	0,5	1	Halbsättigungskonstante für Ammonium
Y_{AZ}	$g_{CSB} g_{CSB}^{-1}$	0,1	0,1	Ausnutzungskoeffizient
b_{AZ}	d^{-1}	0,025	0,2	Zerfallsrate
Wasserstoff oxidierende Organismen				
μ_{mH_2}	d^{-1}	1	3	Maximale Wachstumsgeschwindigkeit
K_{H_2}	$g_{CSB} m^{-3}$	0,5	1,5	Halbsättigungskonstante für Wasserstoff
K_{NH}	$g_{NM} m^{-3}$		wie oben	Halbsättigungskonstante für Ammonium
K_{HC}	$mol m^{-3}$	2,5	7,5	Halbsättigungskonstante für Bikarbonat
Y_{H_2}	$g_{CSB} g_{CSB}^{-1}$	0,1	0,1	Ausnutzungskoeffizient
b_{H_2}	d^{-1}	0,15	0,45	Zerfallsrate
Sonstiges				
i_N	$g_N g_{CSB}^{-1}$	0,035	0,035	Stickstoffgehalt von X_S
i_B	$g_N g_{CSB}^{-1}$	0,07	0,07	Stickstoffgehalt der Biomasse
T	$^{\circ}C$		Mesophil	Temperatur

ANHANG C : Prozessmatrizen

Tabelle 32: Stöchiometrische Matrix des Anaerobmodells nach Gujer (1996)

Prozess	S_{Me}	S_{AZ}	S_{H_2}	S_{NH}	S_{HC}	X_S^*	X_{AZ}	X_{H_2}
Hydrolyse		0,7	0,3	$iN/14-0,7/64$	-1	-1		
Wachstum X_{AZ}	$1/Y_{AZ}-1$	$-1/Y_{AZ}$		-iB	$1/(64 Y_{AZ})-iB/14$		1	
Zerfall X_{AZ}	1			iB	$iB/14$		-1	
Wachstum X_{H_2}	$1/Y_{H_2}-1$		$-1/Y_{H_2}$	-iB	$-iB/14$			1
Zerfall X_{H_2}	1			iB	$iB/14$			-1

Tabelle 33: Prozessmatrix des Anaerobmodells nach Gujer (1996)

	Prozess	Kinetik
1	Hydrolyse	$k_H X_S^* S_{HC}/(K_{HC}+S_{HC})$
2	Wachstum X_{AZ}	$\mu_{mAZ} S_{AZ}/(K_{AZ}+S_{AZ}) S_{NH}/(K_{NH}+S_{NH}) X_{AZ}$
3	Zerfall X_{AZ}	$d_{AZ} X_{AZ}$
4	Wachstum X_{H_2}	$\mu_{mH_2} S_{H_2}/(K_{H_2}+S_{H_2}) S_{NH}/(K_{NH}+S_{NH}) S_{HC}/(K_{HC}+S_{HC}) X_{H_2}$
5	Zerfall X_{H_2}	$d_{H_2} X_{H_2}$

Tabelle 34: Prozessmatrix des Biofilmmodells nach Perez et al (2005)

Stoichiometric matrix and kinetics

Processes	Microorganisms			Substrates			Rate laws
	C_{XH}	C_{XA}	C_{XI}	C_S	C_N	C_{O_2}	
<i>Heterotrophs</i>							
1. Growth	1			$-1/Y_H$		$-(1 - Y_H)/Y_H$	$\mu_{max,H} \frac{C_S}{C_S+K_S} \frac{C_{O_2}}{C_{O_2}+K_{O_2,H,g}} C_{XH}$
2. Inactivation	-1		1				$b_{ina,H} C_{XH}$
3. Endogenous respiration	-1					-1	$b_{resp,H} C_{XH} \frac{C_{O_2}}{C_{O_2}+K_{O_2,H,resp}}$
<i>Autotrophs</i>							
4. Growth		1			$-1/Y_A$	$-\frac{4,57-Y_A}{Y_A}$	$\mu_{max,A} \frac{C_N}{C_N+K_N} \frac{C_{O_2}}{C_{O_2}+K_{O_2,A,g}} C_{XA}$
5. Inactivation		-1	1				$b_{ina,A} C_{XA}$
6. Endogenous respiration		-1				-1	$b_{resp,A} C_{XA} \frac{C_{O_2}}{C_{O_2}+K_{O_2,A,resp}}$

In section Numerical versus analytical solutions, the rate laws for heterotrophs have been simplified to: $\mu_{max}(C_S/(C_S + K_S)) C_{XH}$ for growth (1) and $b_{resp,H} C_{XH}$ for endogenous respiration (3).

ANHANG D : Simulationsergebnisse

Nachfolgend sind die Berechnungsergebnisse für alle Simulationen mit dem Anaerobmodell und den Modellen für das belüftete und unbelüftete Becken dargestellt. Dafür sind die einzelnen Simulationsergebnisse den Ergebnissen mit dem Originalmodell direkt gegenübergestellt. Jeder Punkt stellt eine Simulation dar und zeigt das Berechnungsergebnis für ein Lastszenario bzgl der mit dem Originalmodell berechneten Werte (x-Achse) und der mit dem entwickelten Modell berechneten Ergebnisse (y-Achse). Somit ergeben n Simulationen n Punkte im Diagramm. Die roten Linien zeigen zum Vergleich die +/-10% Abweichungsschranken um die Abweichung der Ergebnisse besser abschätzen zu können.

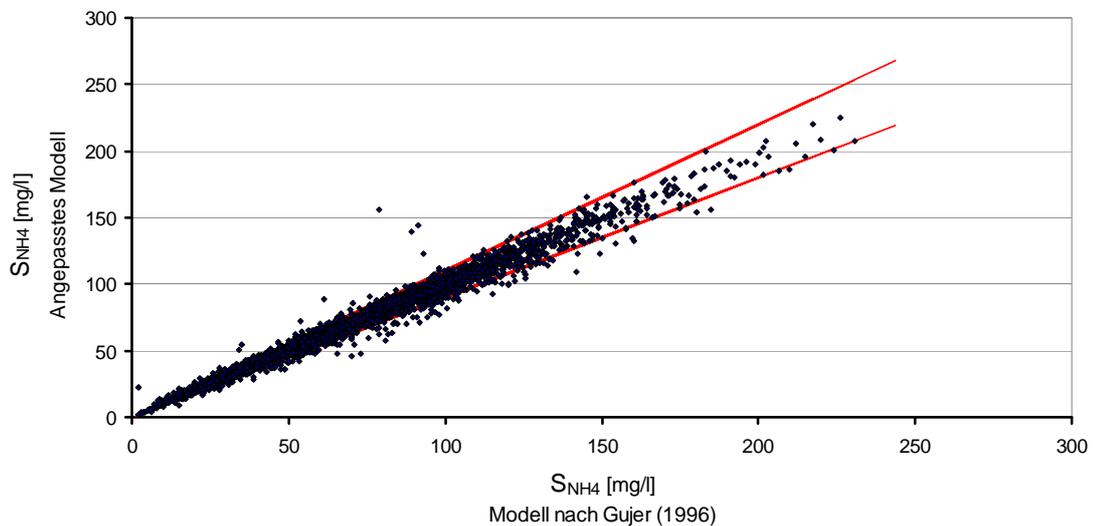


Abbildung 73: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_{NH_4} nach Anpassung der Koeffizienten. Kalibrierung

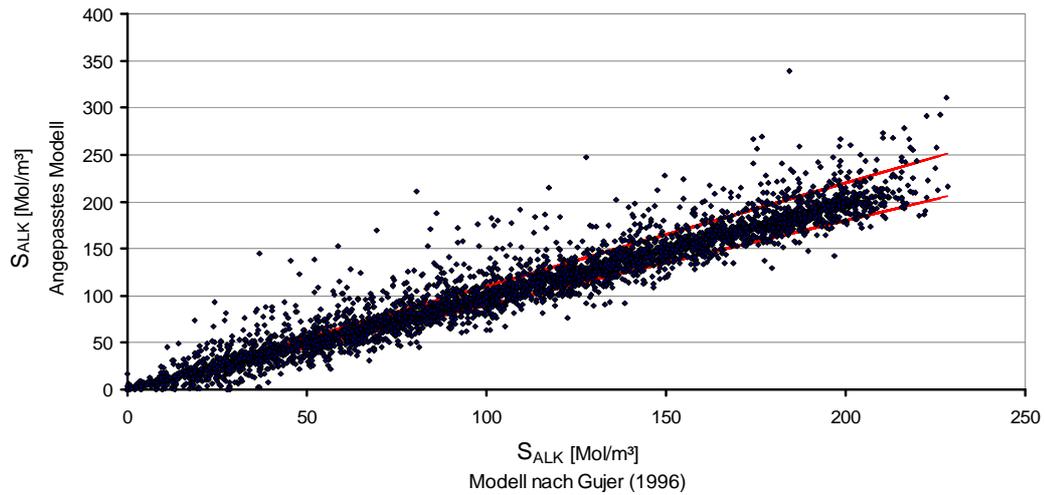


Abbildung 74: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_{ALK} nach Anpassung der Koeffizienten. Kalibrierung

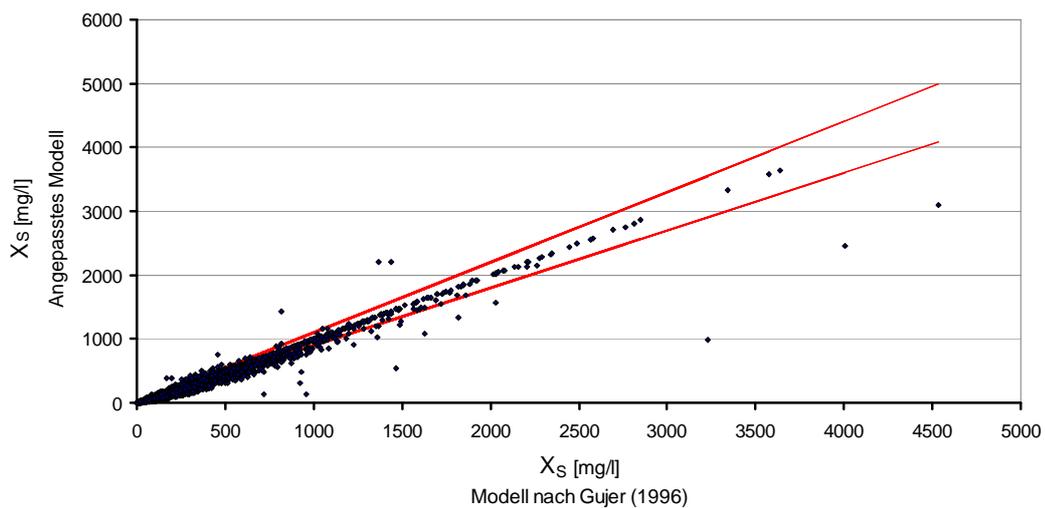


Abbildung 75: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für X_S nach Anpassung der Koeffizienten. Kalibrierung

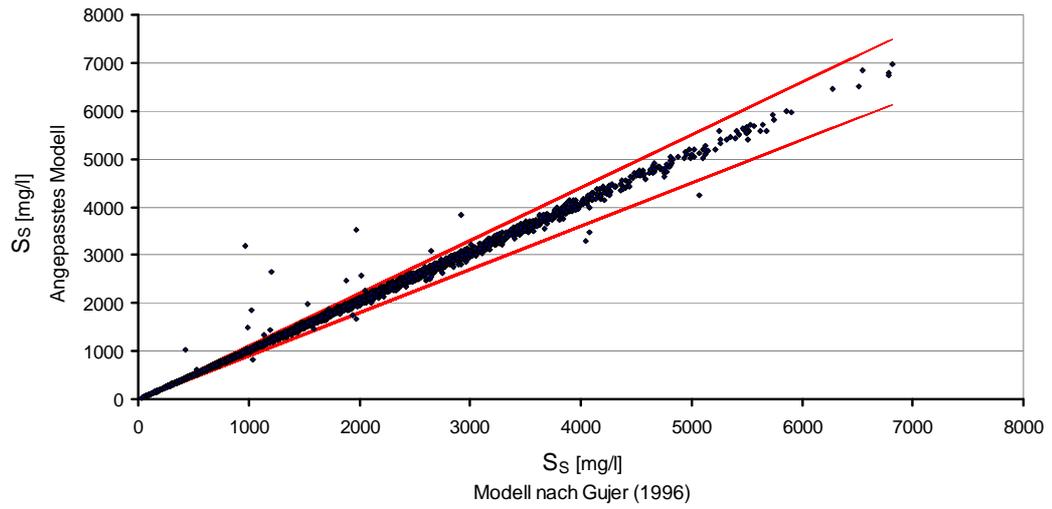


Abbildung 76: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_s nach Anpassung der Koeffizienten. Kalibrierung

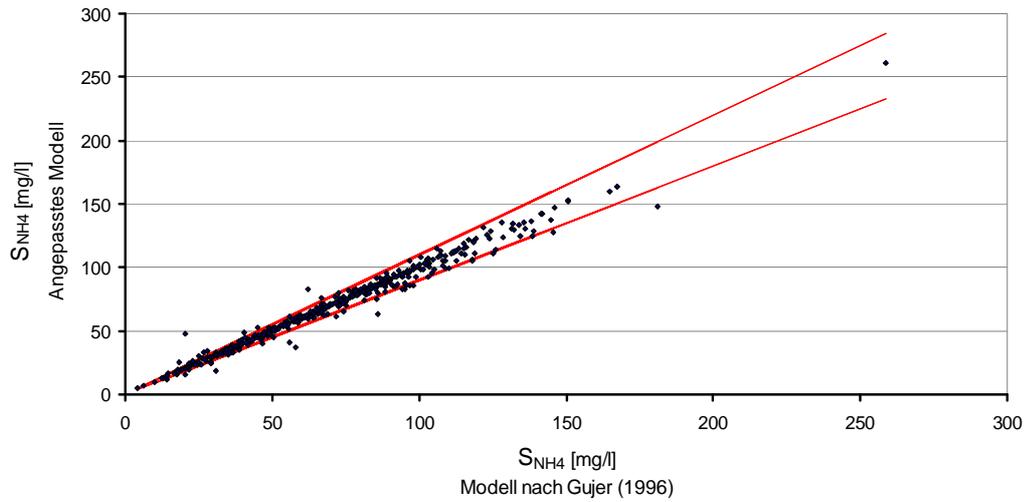


Abbildung 77: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_{NH_4} . Validierung

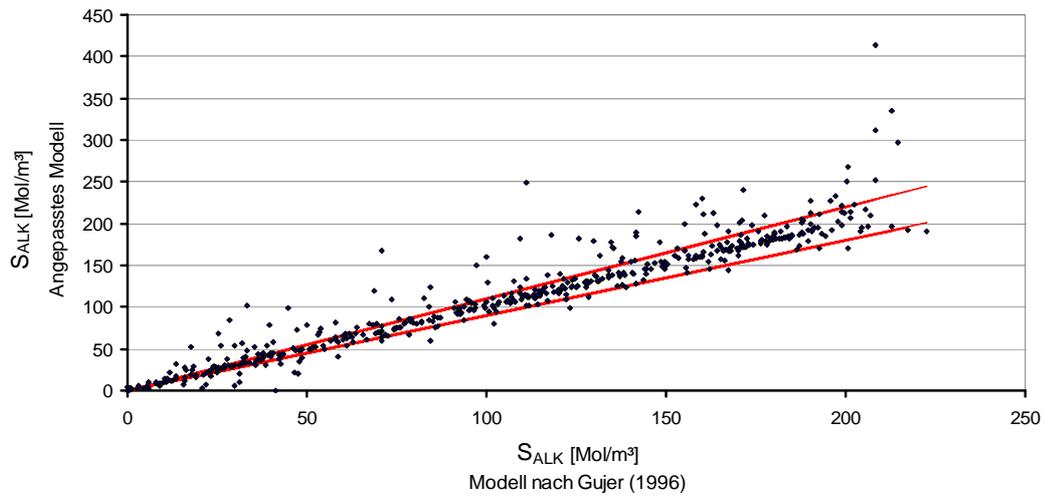


Abbildung 78: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_{ALK} . Validierung

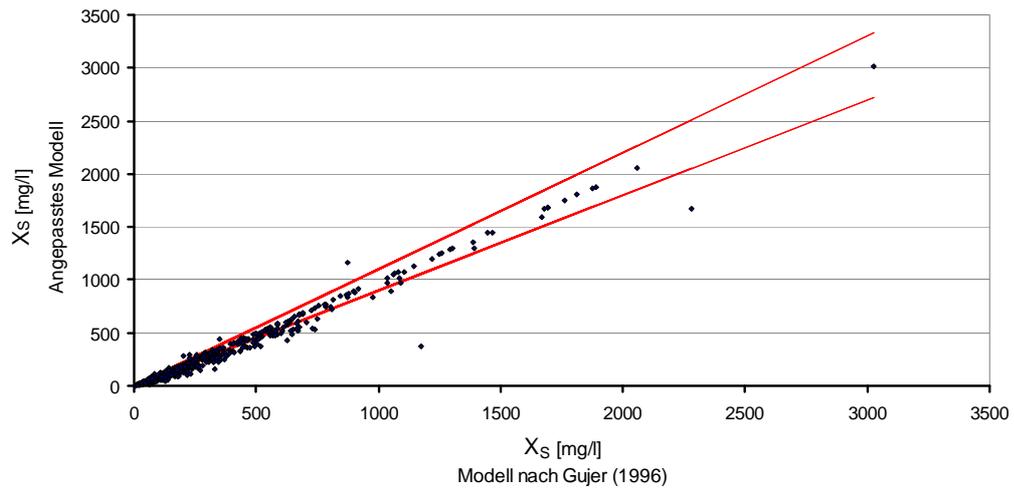


Abbildung 79: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für X_S . Validierung

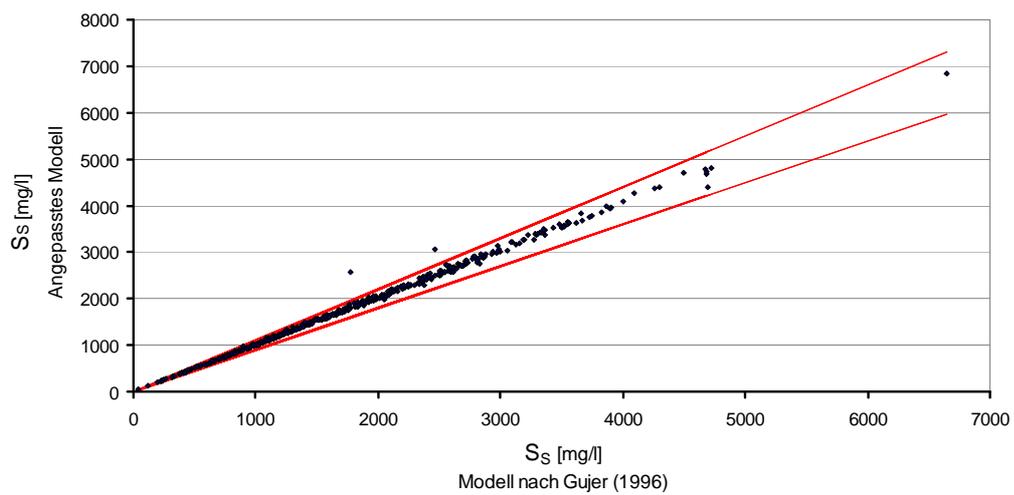


Abbildung 80: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Anaerobmodell für S_S . Validierung

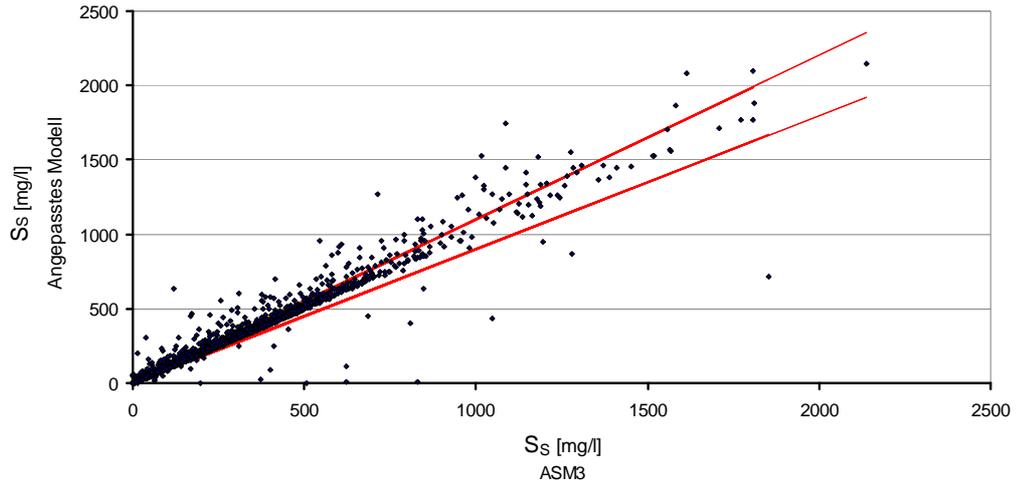


Abbildung 81: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_s für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung

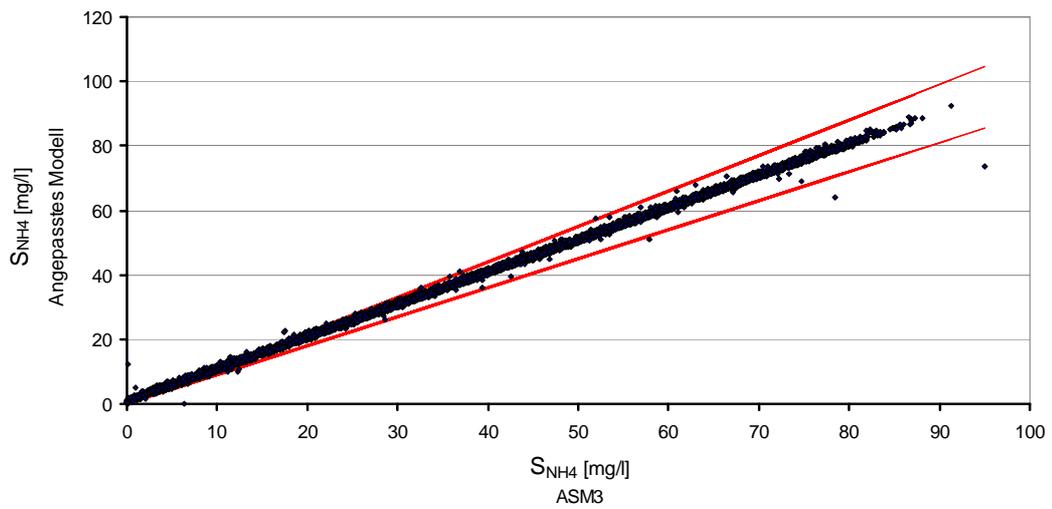


Abbildung 82: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NH_4} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung

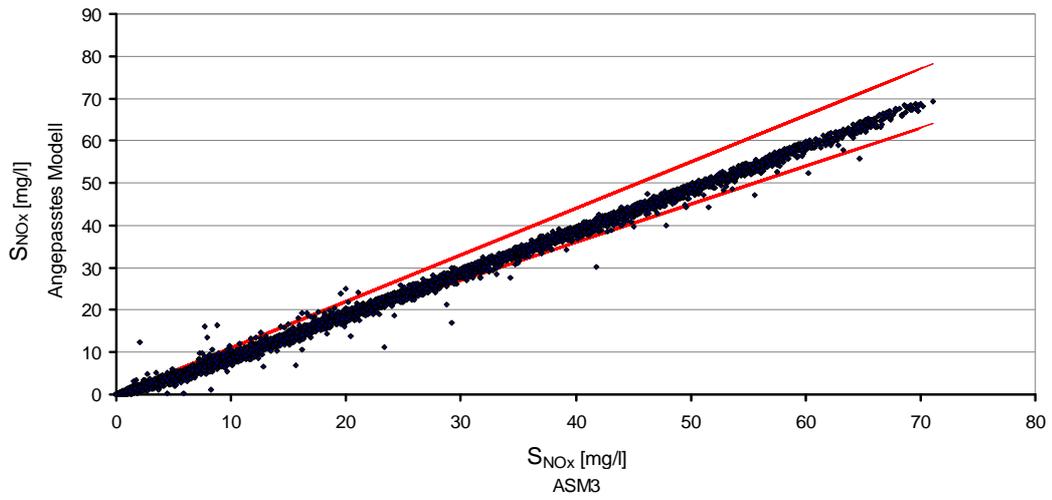


Abbildung 83: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NOx} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung

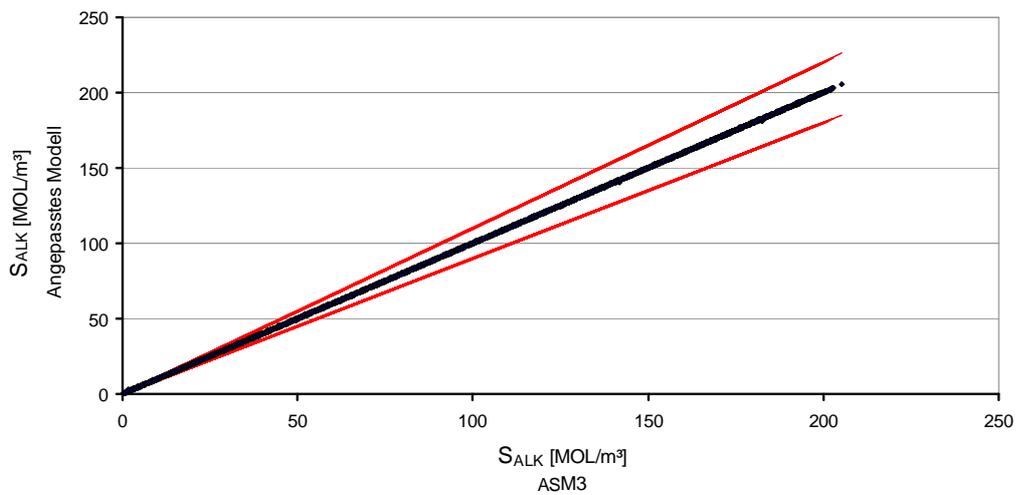


Abbildung 84: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{ALK} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung

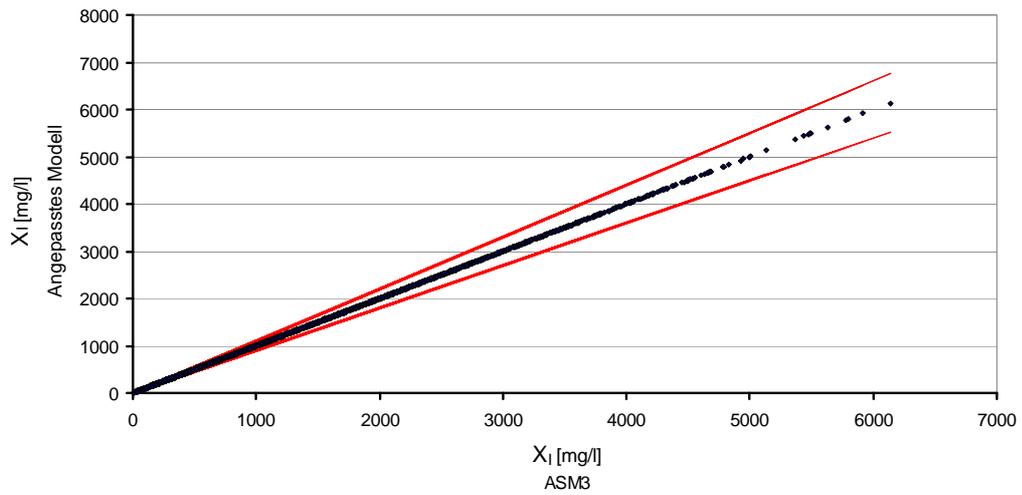


Abbildung 85: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_i für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung

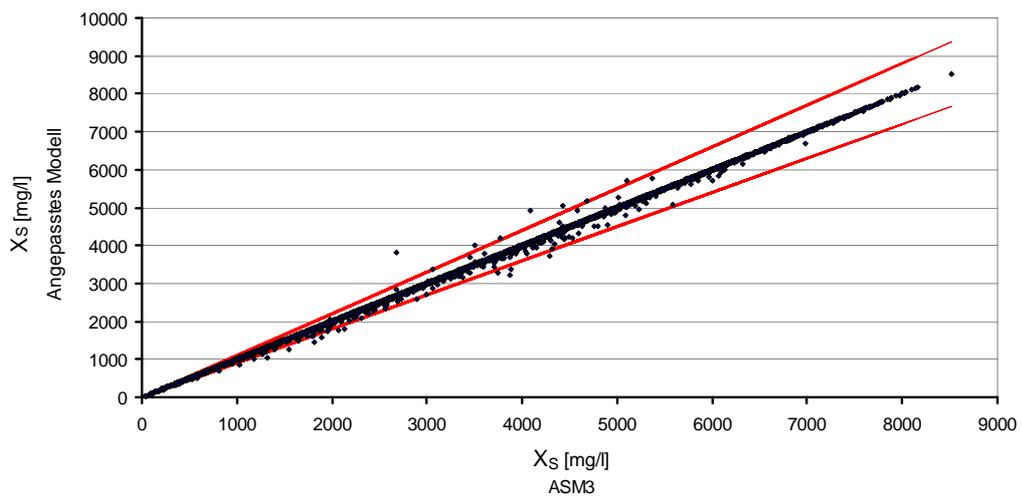


Abbildung 86: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_s für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung

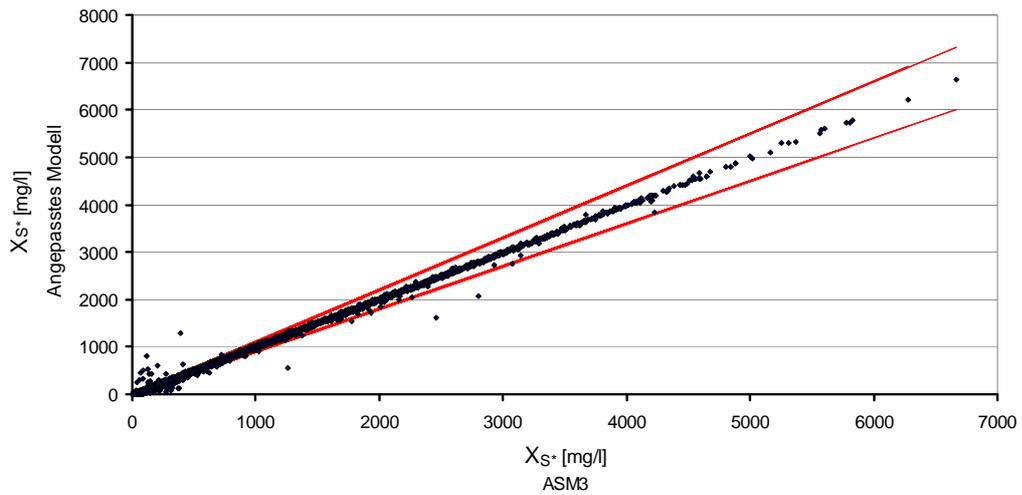


Abbildung 87: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{S^*}) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung

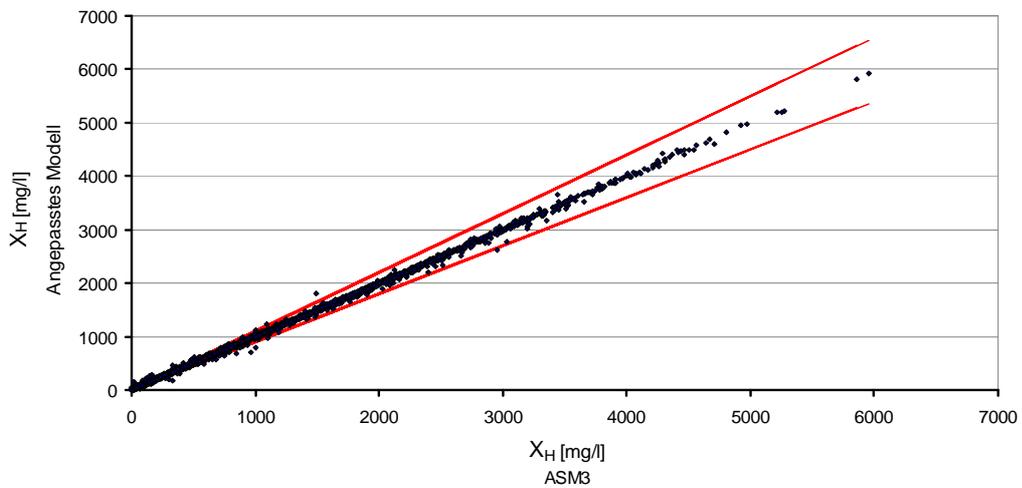


Abbildung 88: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_H) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung

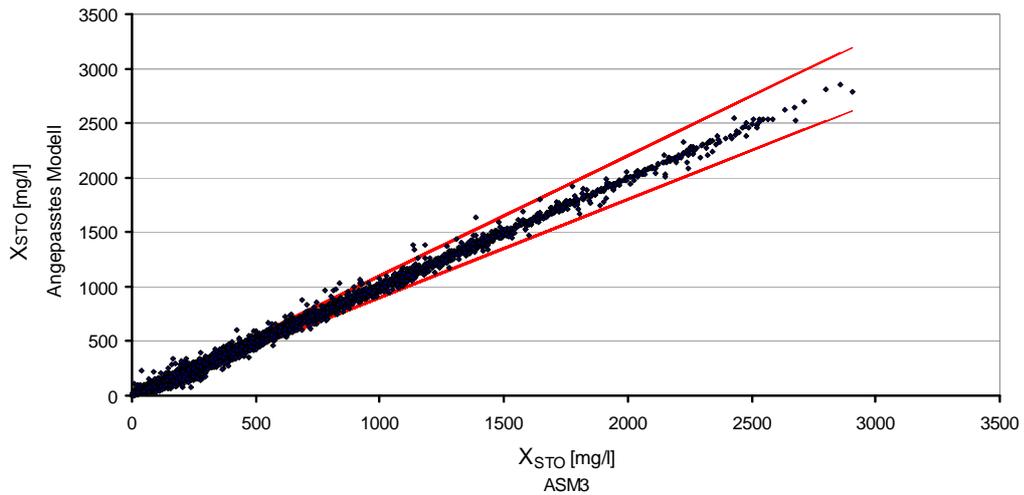


Abbildung 89: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{STO}) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung

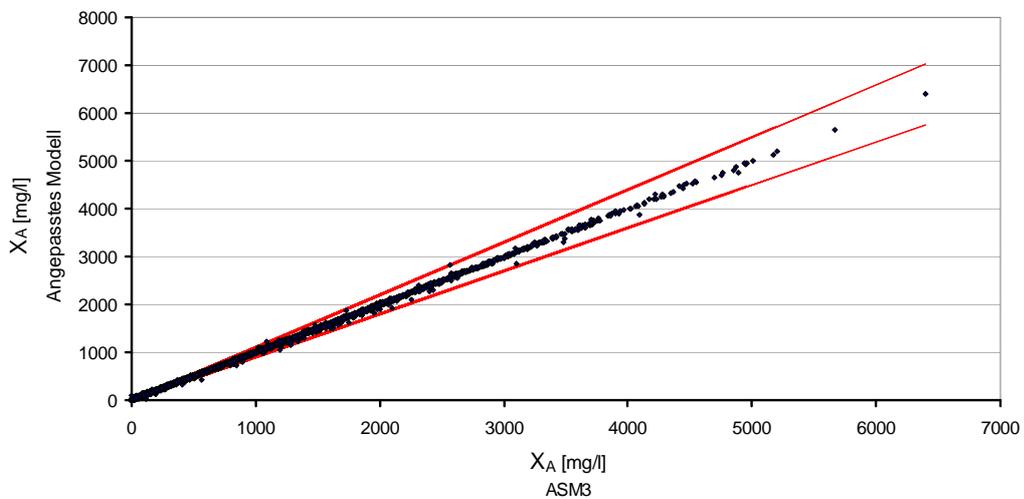


Abbildung 90: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_A) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Kalibrierung

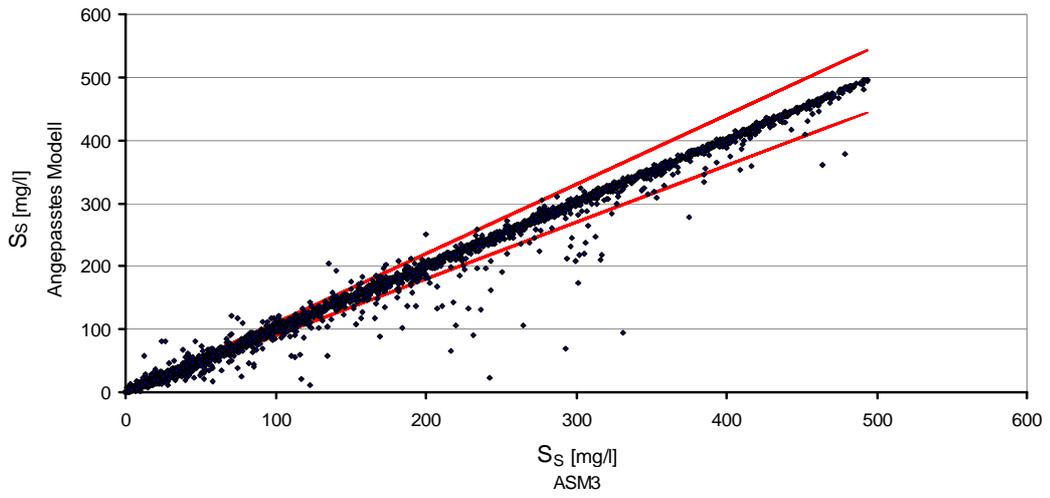


Abbildung 91: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_s für das belüftete Becken. Kalibrierung

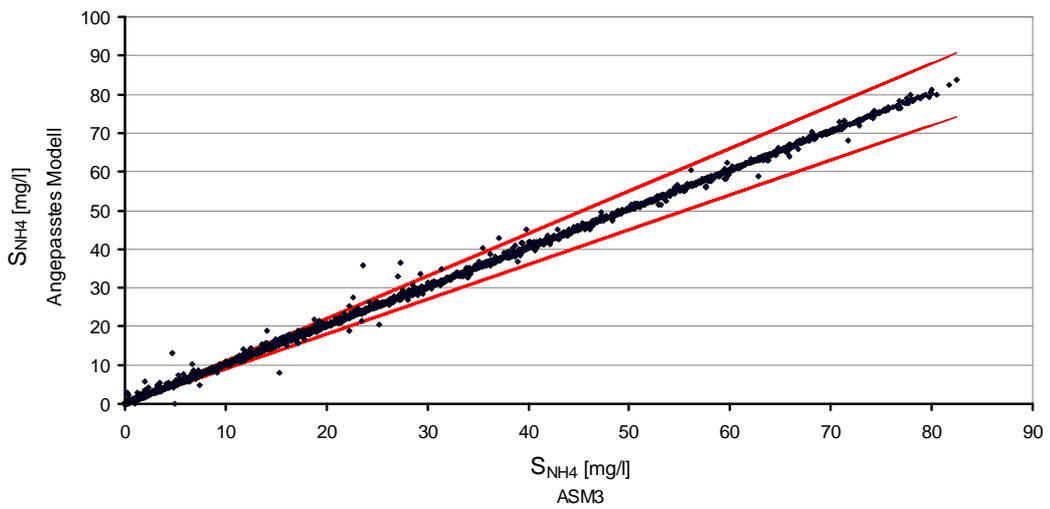


Abbildung 92: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NH_4} für das belüftete Becken. Kalibrierung

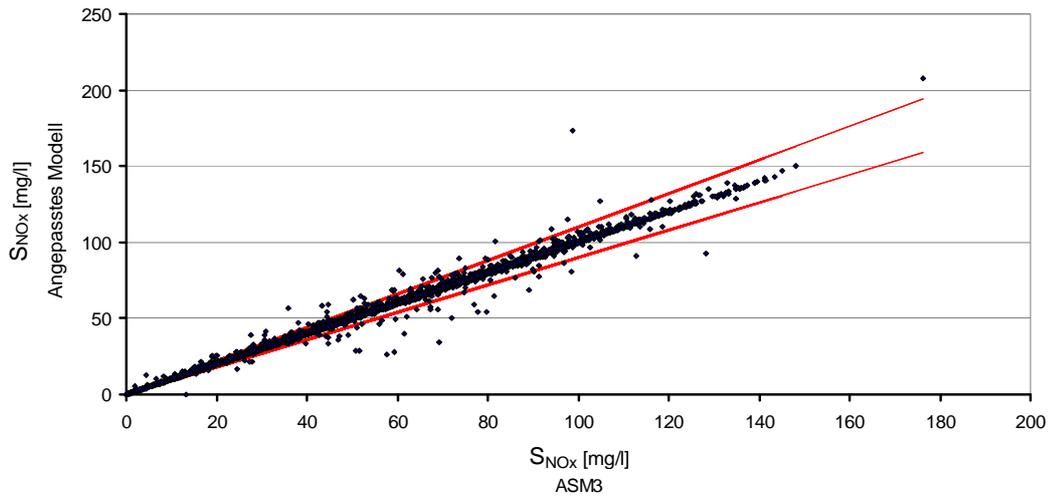


Abbildung 93: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NOx} für das belüftete Becken. Kalibrierung

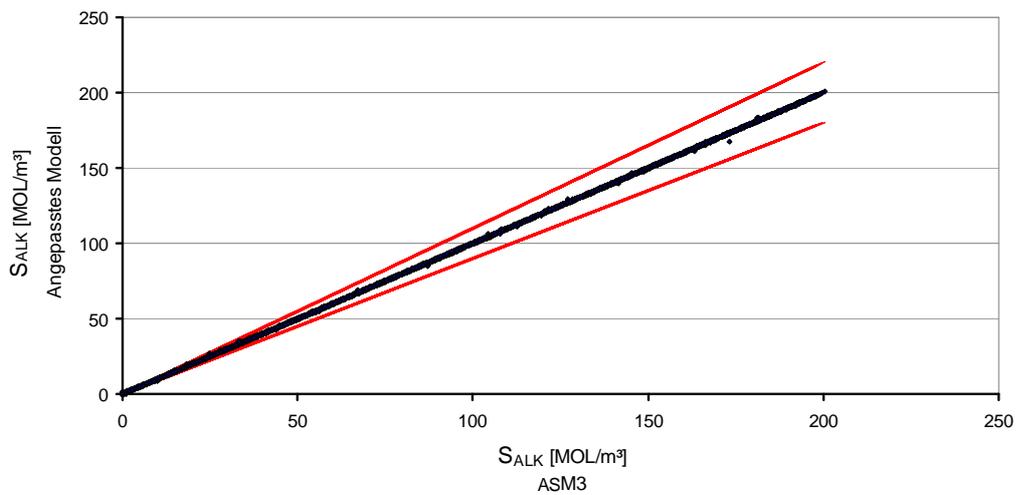


Abbildung 94: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{ALK} für das belüftete Becken. Kalibrierung

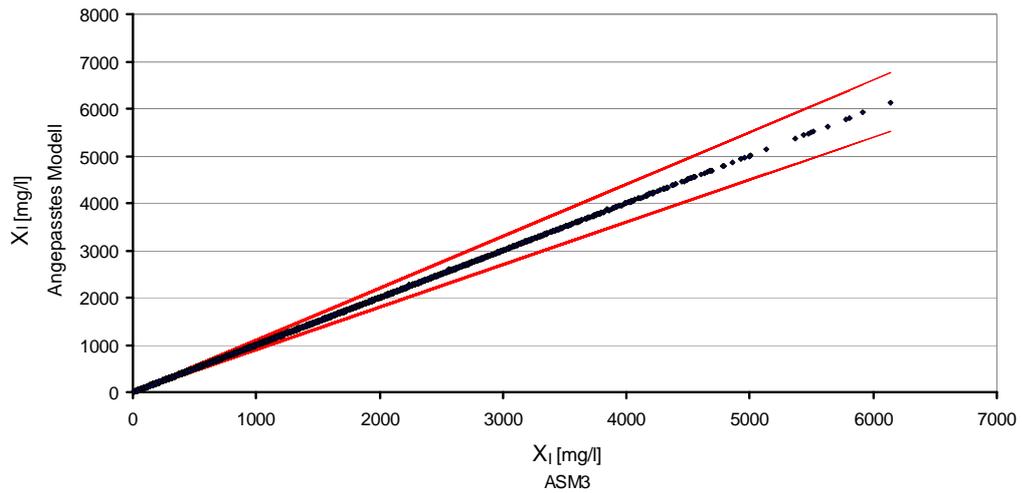


Abbildung 95: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_i für das belüftete Becken. Kalibrierung

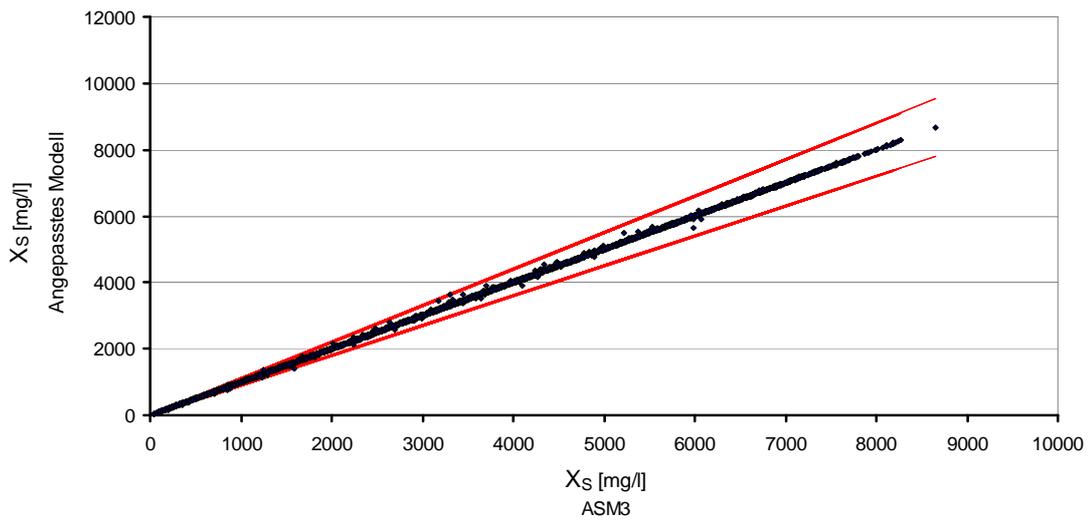


Abbildung 96: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_s für das belüftete Becken. Kalibrierung

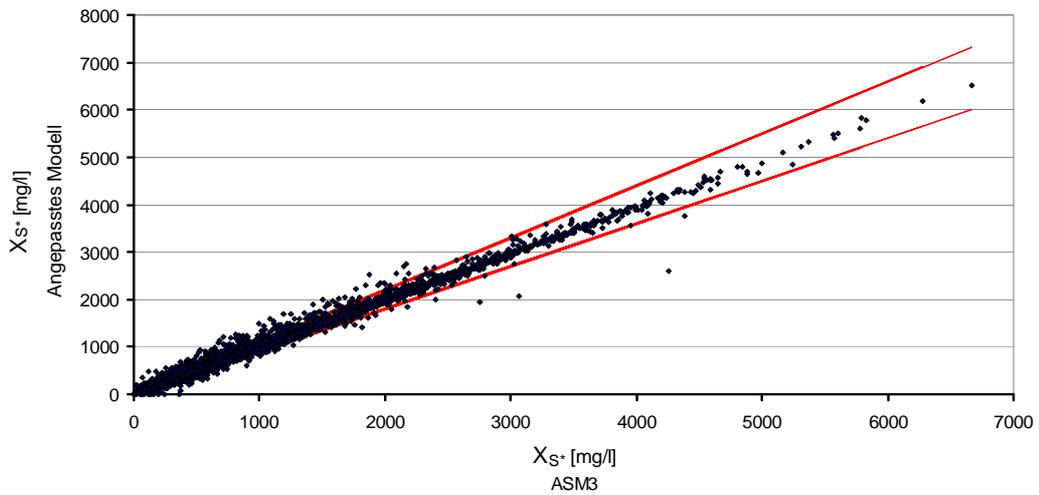


Abbildung 97: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{S^+}) für das belüftete Becken. Kalibrierung

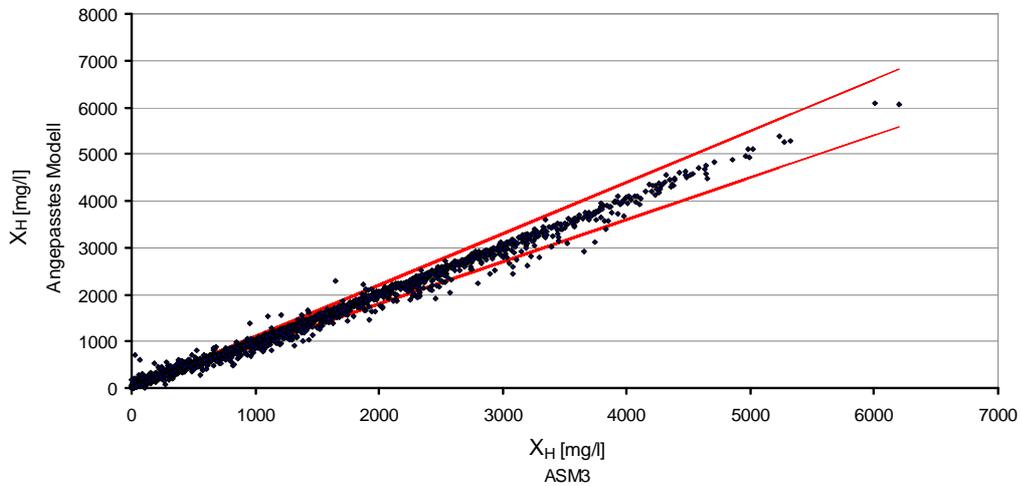


Abbildung 98: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_H) für das belüftete Becken. Kalibrierung

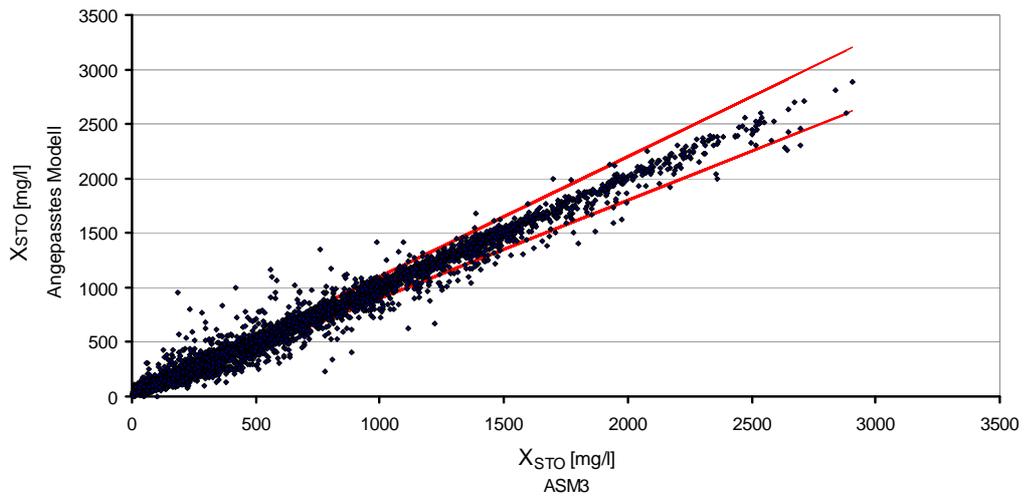


Abbildung 99: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{STO}) für das belüftete Becken. Kalibrierung

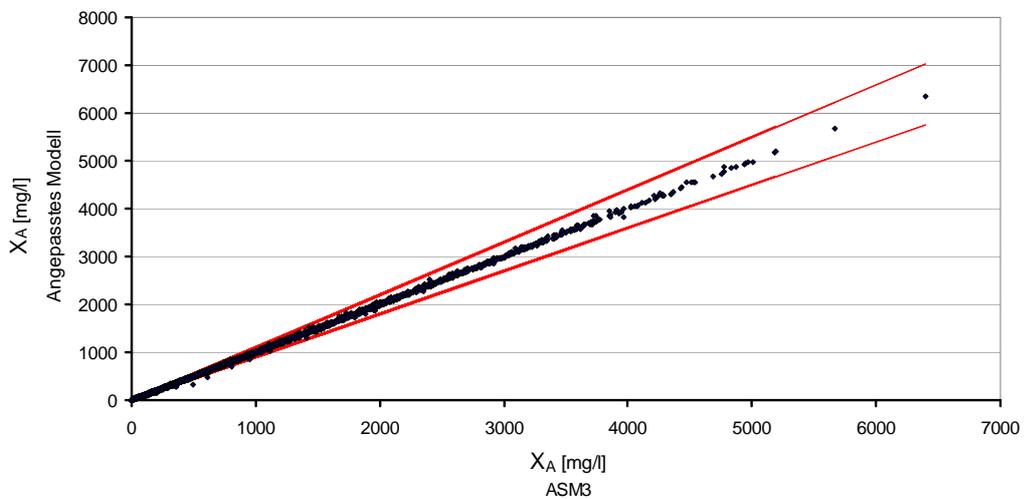


Abbildung 100: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_A) für das belüftete Becken. Kalibrierung

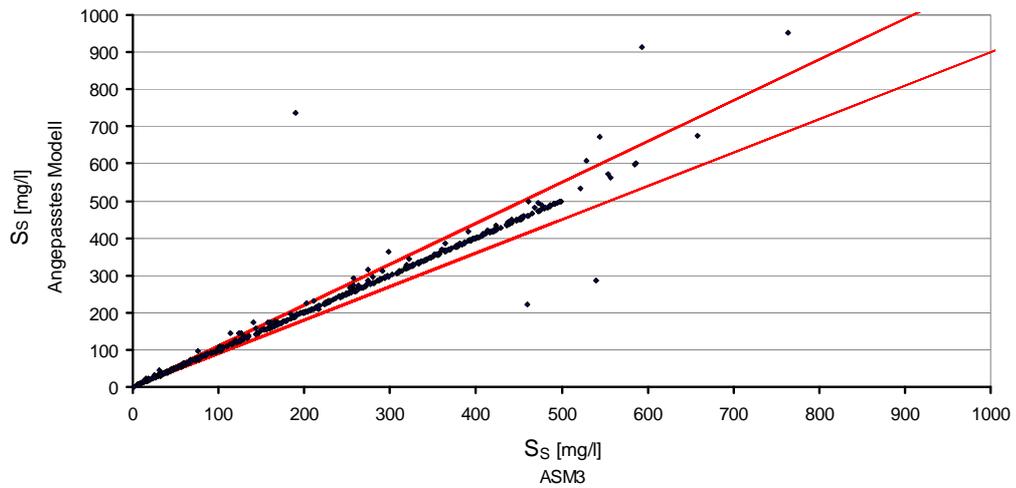


Abbildung 101: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_s für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung

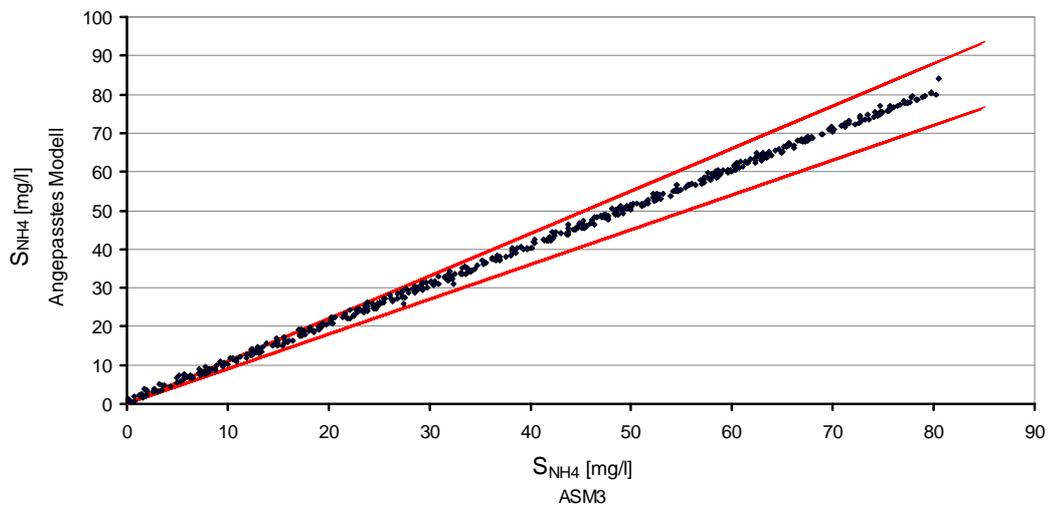


Abbildung 102: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NH_4} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung

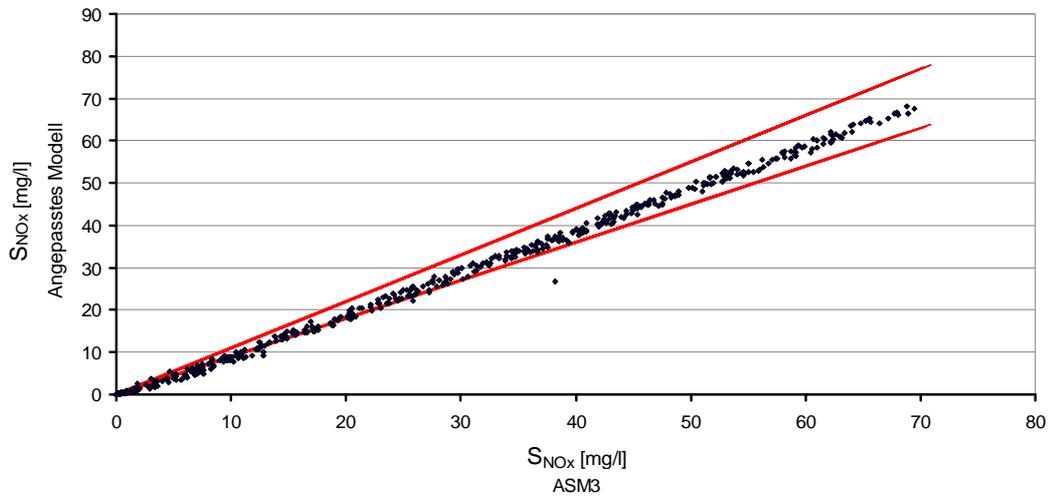


Abbildung 103: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NOx} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung

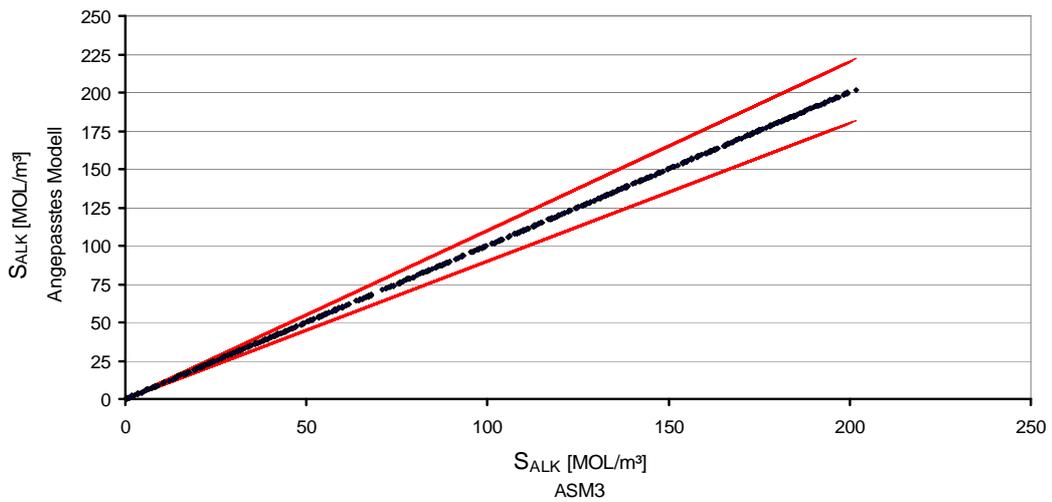


Abbildung 104: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{ALK} für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung

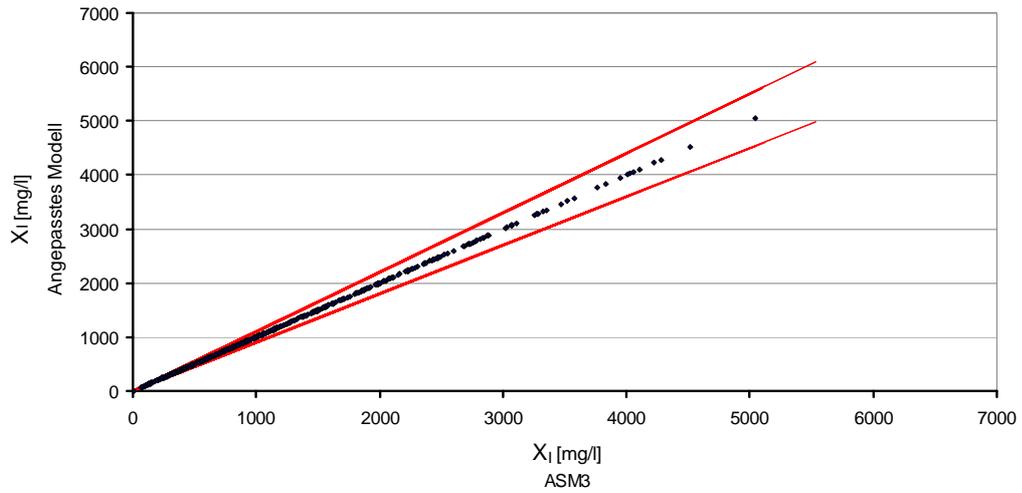


Abbildung 105: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_I für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung

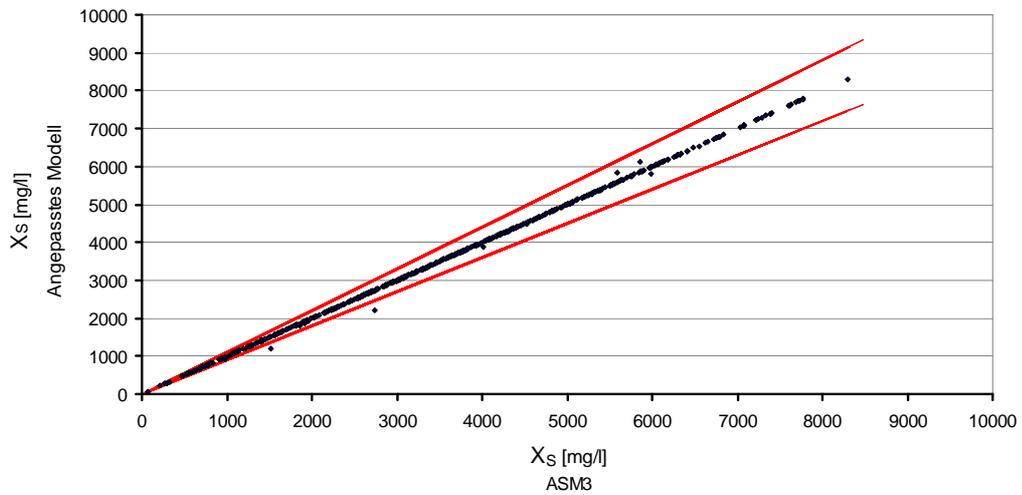


Abbildung 106: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_S für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung

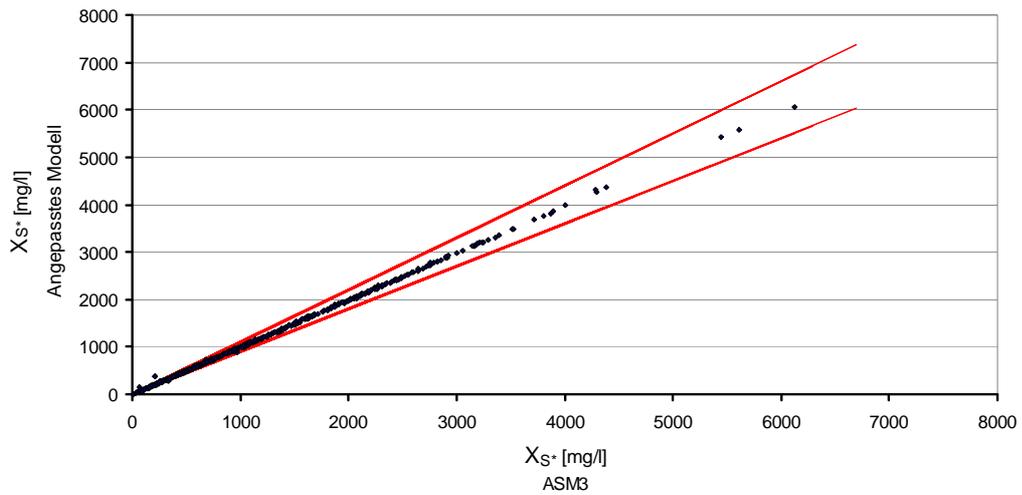


Abbildung 107: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{S^*}) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung

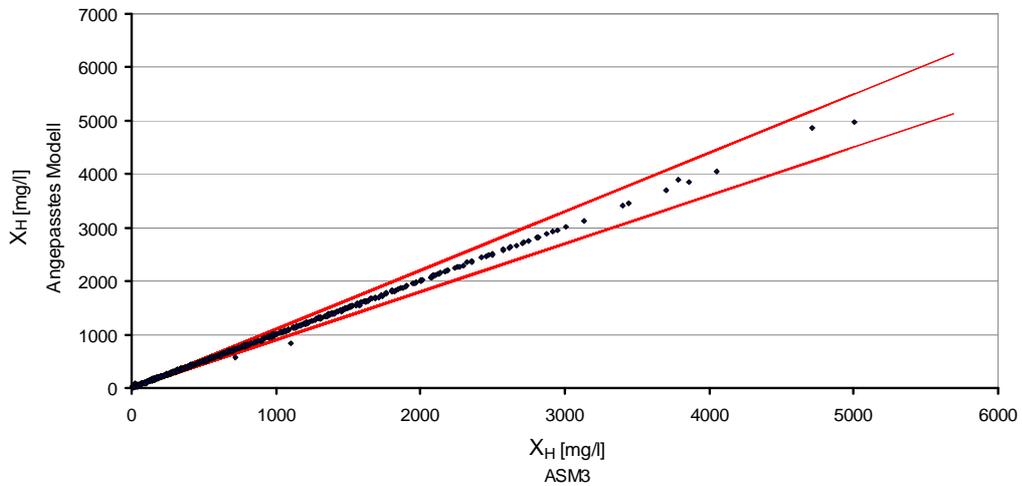


Abbildung 108: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{H^*}) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung

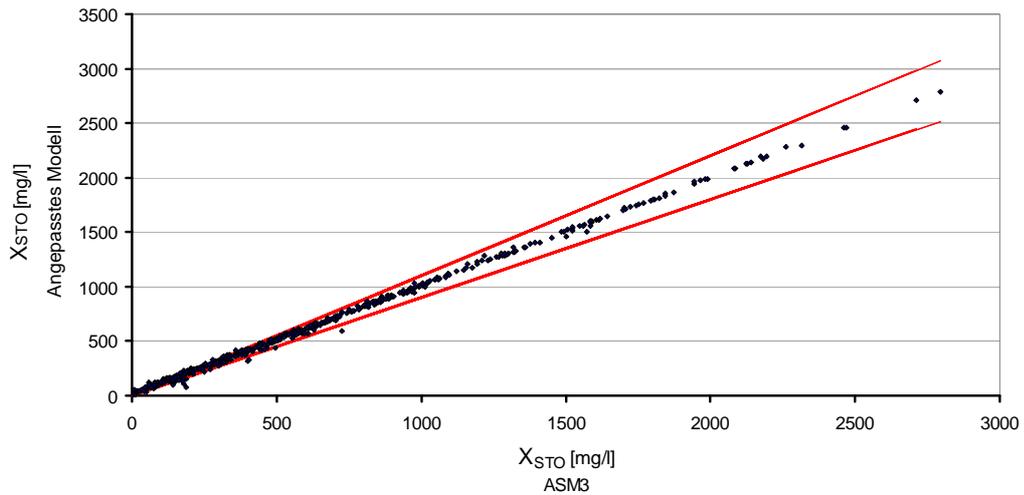


Abbildung 109: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{STO}) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung

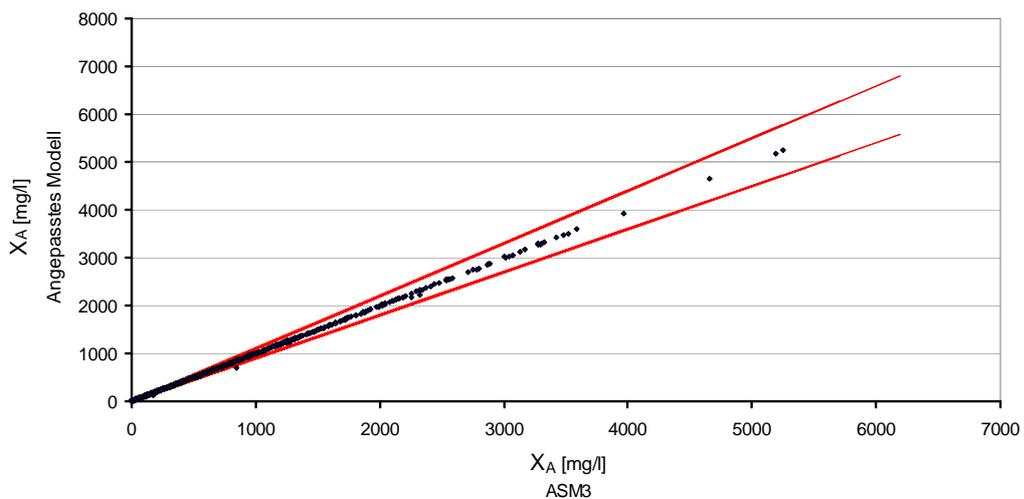


Abbildung 110: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_A) für das unbelüftete Becken. $S_{O_2} = 0$. Validierung

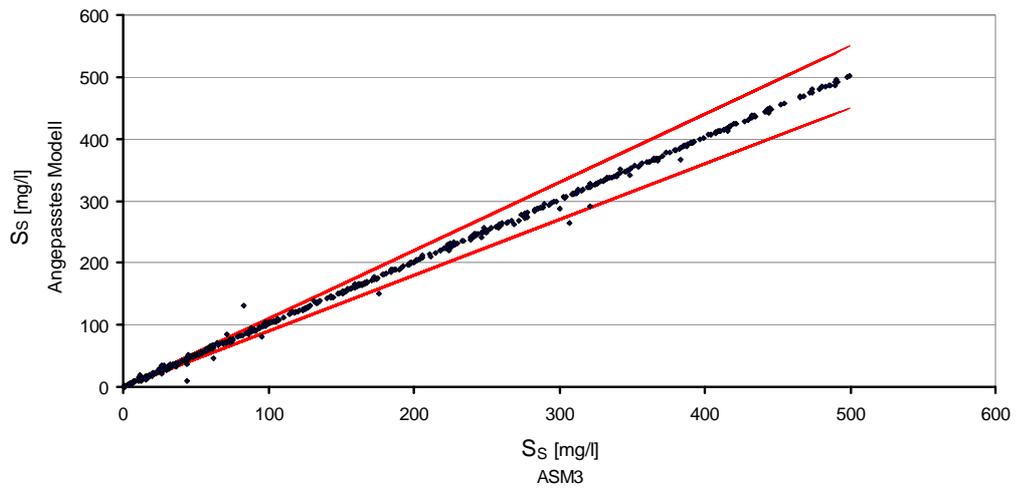


Abbildung 111: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_s für das belüftete Becken. Validierung

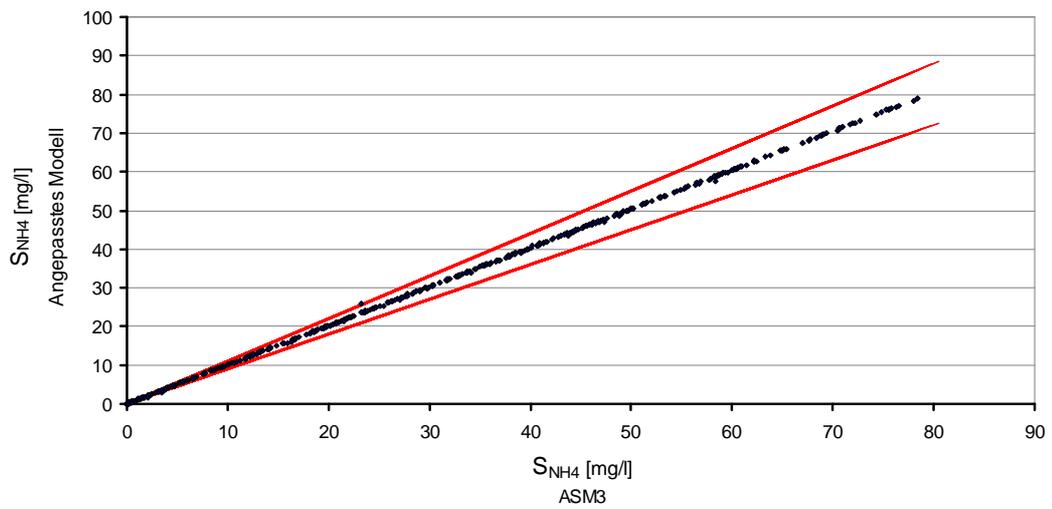


Abbildung 112: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NH_4} für das belüftete Becken. Validierung

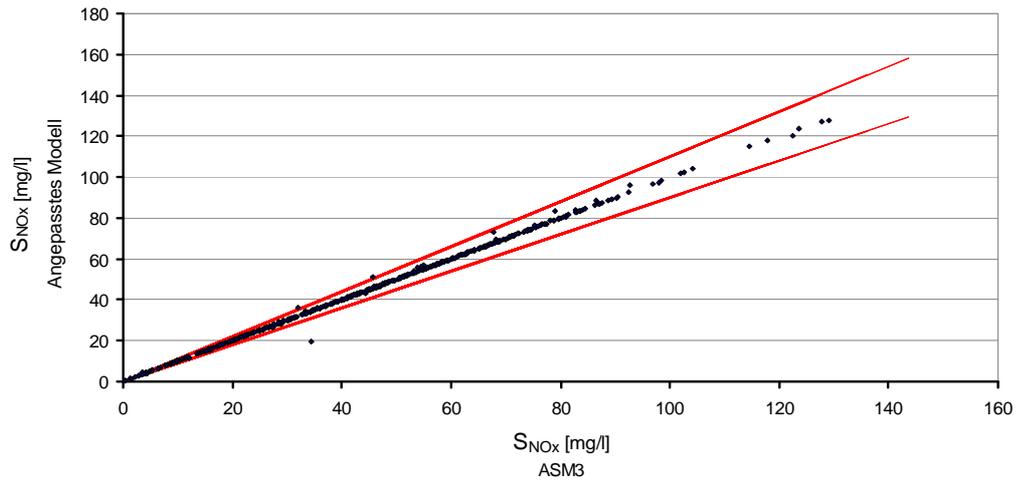


Abbildung 113: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{NOx} für das belüftete Becken. Validierung

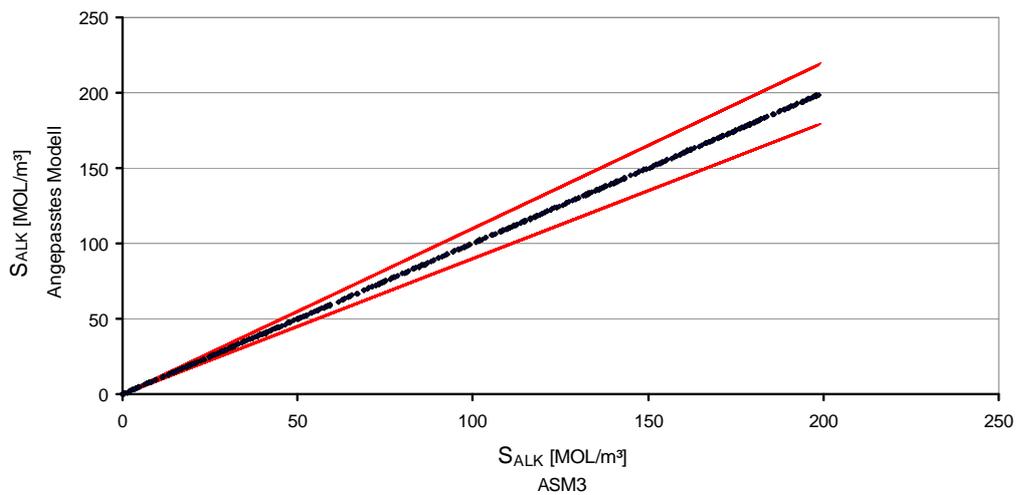


Abbildung 114: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für S_{ALK} für das belüftete Becken. Validierung

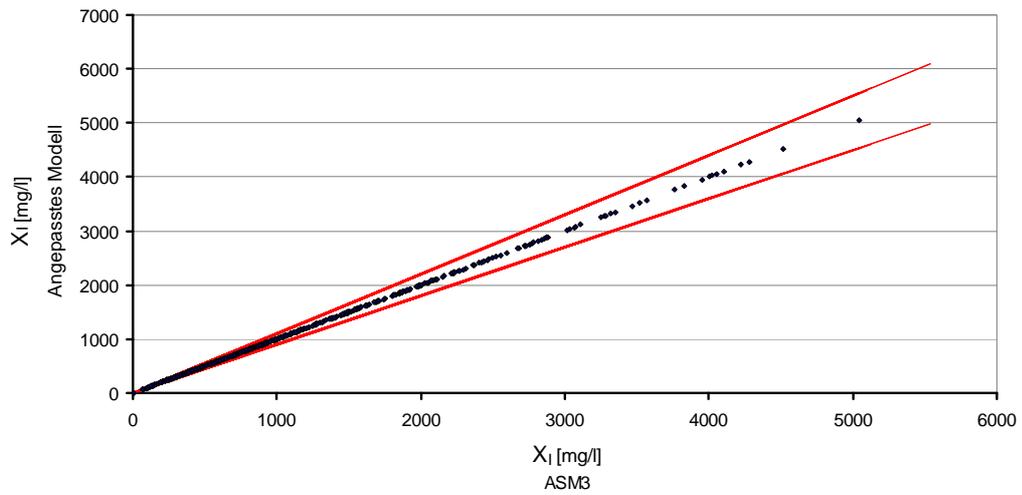


Abbildung 115: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_I für das belüftete Becken. Validierung

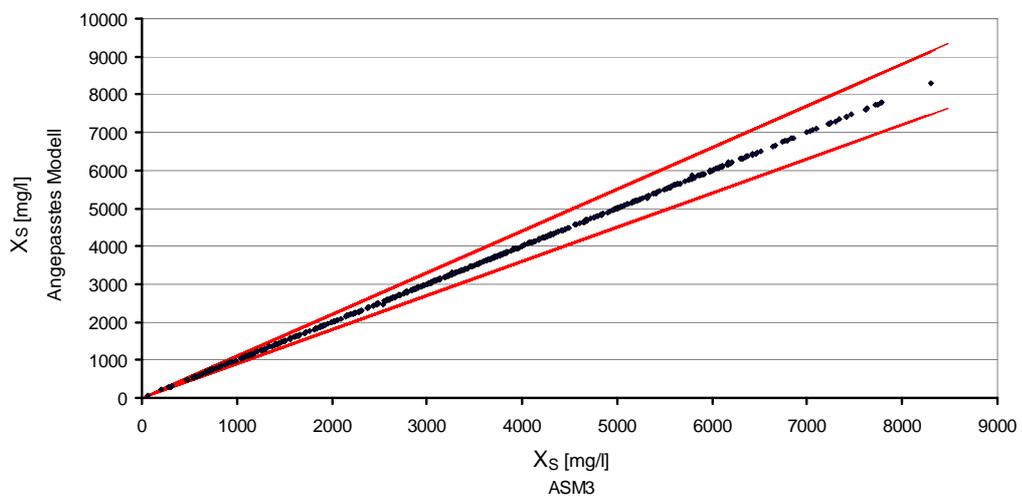


Abbildung 116: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für X_S für das belüftete Becken. Validierung

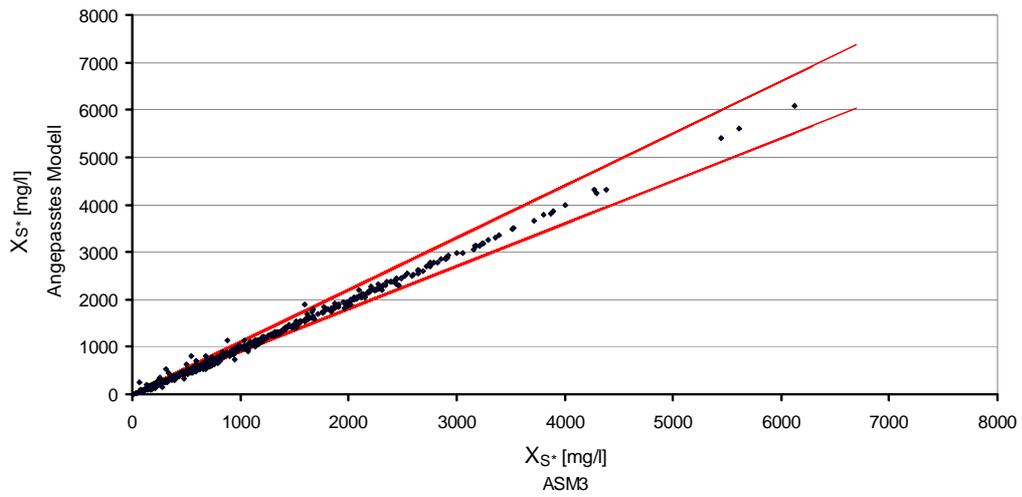


Abbildung 117: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{S^*}) für das belüftete Becken. Validierung

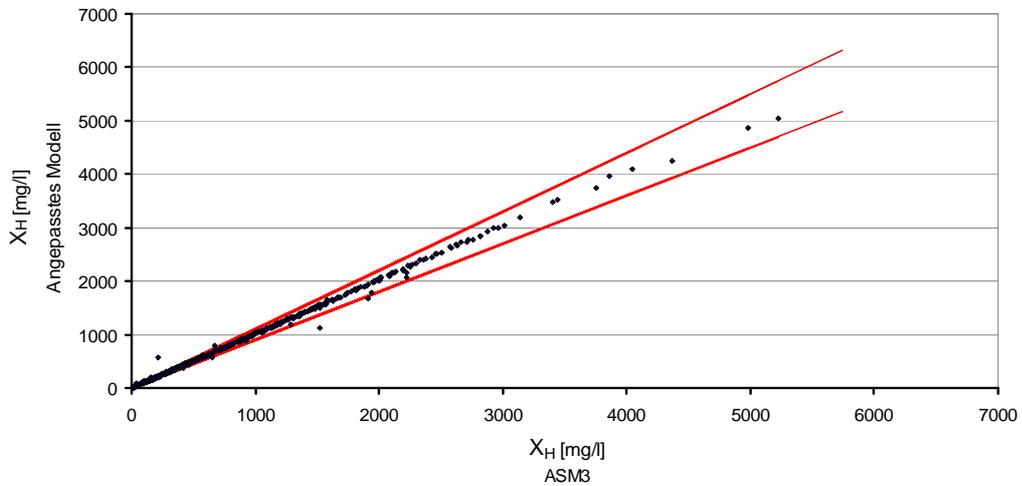


Abbildung 118: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_H) für das belüftete Becken. Validierung

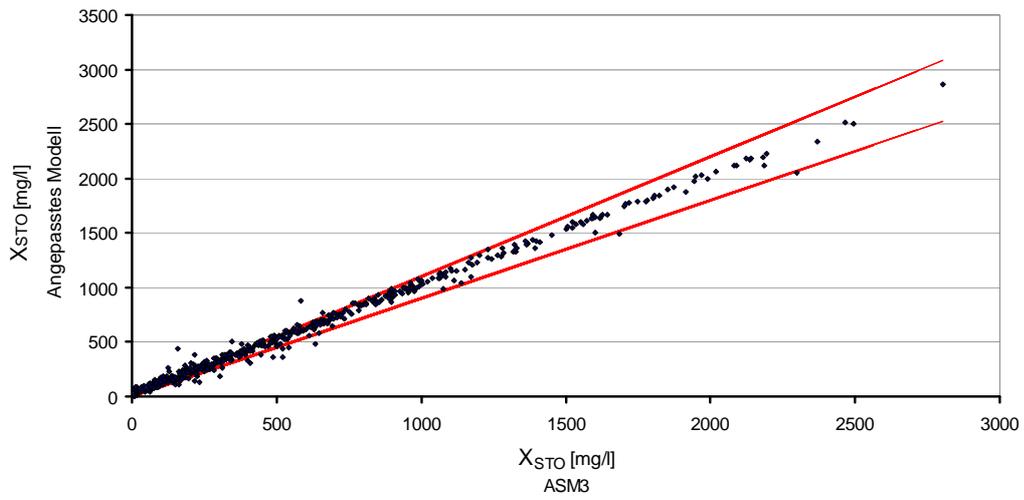


Abbildung 119: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_{STO}) für das belüftete Becken. Validierung

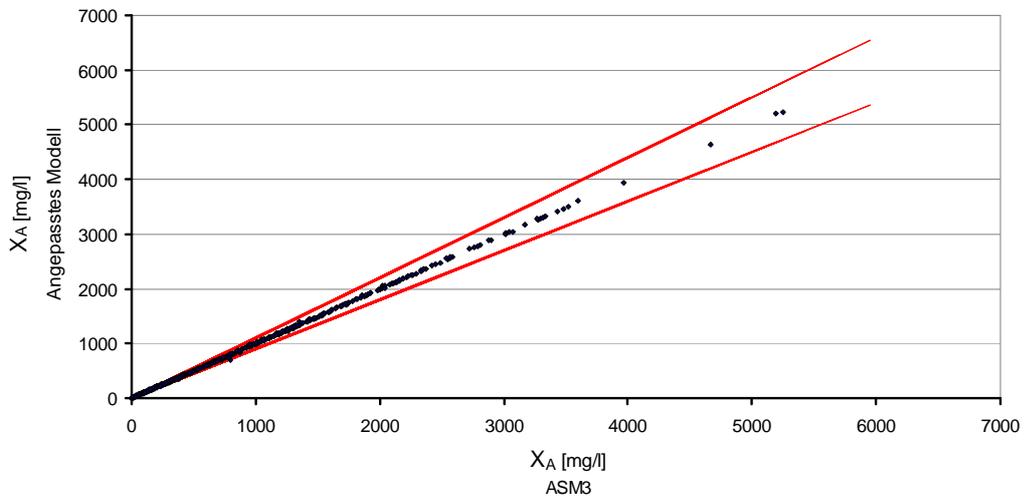


Abbildung 120: Gegenüberstellung der Berechnungsergebnisse von Originalmodell und angepasstem Modell für die Fraktionierung von X_S (hier für die Fraktion X_A) für das belüftete Becken. Validierung

ANHANG E: Evaluierungsmatrizen

Tabelle 35: Bewertungsschema in den recherchierten Literaturquellen

Quelle	Bewertung	Bedeutung
Joksimovic (2006)	L	Low
	M	Medium
	H	High
Von Sperling (2005)	+++++	Most favorable
	++++,+++,++	Intermediate Grades in decreasing order
	+	Least favorable
	++(+)	Variable with Low rate and High rate
	+ / ++	Variable with the type of process, equipment, variation or design
Metcalf & Eddy (2003)	L	Low
	M	Moderate
Finney & Gearhart (2004)	L	Low
	M	Medium
Frechen (1988)	H	High
		GE / m ³
Für die freien Felder standen jeweils keine Daten zur Verfügung		

Tabelle 36: Evaluierung technischer Kriterien verschiedener Quellen I

Anlagenkomponente	Zuverlässigkeit		Anpassungsfähigkeit (upgrade der Technologie)		Anpassungsfähigkeit (Zuflussmenge)			Anpassungsfähigkeit (Abwasserqualität)		
	Joksimovic	V Sperling	Joksimovic	Finney & Gearheart	Joksimovic	V Sperling	Finney & Gearheart	Joksimovic	V Sperling	Finney & Gearheart
Mechanische Komponenten										
Stabrechen	H		L		H			H		
Sandfang	H		L		L			L		
Vorklärung (mit Fällung oder ohne)	M/H		L		M			H/L		
Nachklärung										
Biologische Komponenten										
Anaerobe Teiche	L		L	H	M		H	M		H
Fakultative Teiche	L	++++	L		M	++++		M	++++	
Maturation ponds	M	++++	L		M	++++		M	++++	
Aerobe Teiche	L		L	H	M		H	M		H
Belüfteter Teich	L	++++	L	H	M	++++	H	M	++++	H
Wetlands	L	++++	L	H	L	++++	M/H	M	++++	M/H
Konventionelle Belebung + Nachklärung	H	++++	H	H	H	+++	M	H	+++	H
Tropfkörper (+Nachklärung)	M	++++	M	H	M	+++(+)	M	M	++(+)	M/H
Tauchkörper	H	+++	H	L	M	+++	L/M	H	+++	L/M
UASB		+++				++			++	
SBR		++++		H		++++	M		++++	M

Tabelle 37: Evaluierung technischer Kriterien verschiedener Quellen

Anlagenkomponente	Einfachheit (O&M)		Einfachheit (Bau)	Chemikalienbedarf		Schlammproduktion
	Joksimovic	V Sperling		Joksimovic	TP C 2	
Mechanische Komponenten						
Stabrechen	H		H	N	kein	
Sandfang	L		L	N	kein	
Vorklärung (mit Fällung oder ohne)	M/L		M	M/N	kein	
Nachklärung					kein	
Biologische Komponenten						
Anaerobe Teiche	H		H	N	kein	
Fakultative Teiche	H	+++++	H	N	kein	+++++
Maturation ponds	H	+++++	H	N	kein	+++++
Aerobe Teiche	H		H	N	kein	
Belüfteter Teich	H	++++	H	N	kein	++++
Wetlands	H	+++++	H	N	kein	+++++
Konventionelle Belebung + Nachklärung	M	+	M	L	kein	+
Tropfkörper (+Nachklärung)	M	+++	M	L	kein	++
Tauchkörper	M	+++	M	N	kein	+
UASB		++++			kein	++++
SBR		+++			kein	+ / ++
Chem. Phys. Komponenten						
Phosphorfällung					Hoch	
Metallfällung					Hoch	
UV-Bestrahlung					Kein	
Chlorung					Hoch	
Filtration					Gering	
Ozon Desinfektion					Hoch	

ANHANG F: Modellmatrizen und Modellerläuterung

Durch die im Berichtstext beschriebene Optimierung entsteht ein neues Gleichungssystem für jedes Modul, das innerhalb des Gesamtkonzepts gelöst werden muss:

$$0 = \tilde{A} \tilde{x}_{\text{Vektor}} + \tilde{B} x_{\text{zu}} + \tilde{S} f(\hat{x}_{\text{Rest}}, \tilde{x}_{\text{Vektor}}, \underline{p})$$

Der Abwasservektor enthält Konzentrationen und Volumenströme. Zur Vereinfachung der Modelldarstellung wird nachfolgend $\tilde{x}_{\text{Vektor}}$ als Abwasservektor bezeichnet. $\tilde{x}_{\text{Vektor}}$ enthält gegenüber dem Abwasservektor nur Konzentrationen. D.h. die Volumenströme sind zur Vereinfachung der nachfolgenden Darstellung darin nicht enthalten. Es gilt dann in den im Text beschriebenen Modellen:

$$\tilde{x}_{\text{Vektor}_-} = [S_S \ S_{NH} \ S_{NOX} \ S_{ALK} \ S_I \ X_I \ X_S \ X_{\text{min}} \ P_{\text{gel}} \ P_{\text{part}}]^T$$

und

$$x_{\text{zu}} = [S_{Szu} \ S_{NHzu} \ S_{NOXzu} \ S_{ALKzu} \ S_{Izu} \ X_{Izu} \ X_{Szu} \ X_{\text{minzu}} \ P_{\text{gelzu}} \ P_{\text{partzu}}]^T$$

Im Falle des belüfteten Beckens geht in den nachfolgenden Darstellungen in $\tilde{x}_{\text{Vektor}_-}$ noch zusätzlich ein Ausdruck für die Sauerstoffkonzentration ein, die allerdings durch deren Vorgabe einen Parameter und keine Zustandsvariable darstellt:

$$\tilde{x}_{\text{Vektor}_-} = [S_{\text{OVorgabe}} \ S_S \ S_{NH} \ S_{NOX} \ S_{ALK} \ S_I \ X_I \ X_S \ X_{\text{min}} \ P_{\text{gel}} \ P_{\text{part}}]^T$$

Der Vektor $\tilde{x}_{\text{Vektor}_-}$ wird durch die Modelle in jedem Modul berechnet. Dazu muss das obige Gleichungssystem gelöst werden (bzw. das Gesamtgleichungssystem, in dem das obige Gleichungssystem enthalten ist), das durch die Systemmatrizen \tilde{A} , \tilde{B} , \tilde{S} , sowie den zufließenden Abwasservektor x_{zu} , den Vektor $f(\hat{x}_{\text{Rest}}, \tilde{x}_{\text{Vektor}}, \underline{p})$ und den abfließenden Abwasservektor $\tilde{x}_{\text{Vektor}}$ bestimmt wird.

Durch das im Bericht beschriebene Vorgehen entstehen dann folgende unten dargestellte Systemmatrizen (nach Kalibrierung der Modellstruktur).

$\tilde{S} =$

0	0	0	0	0
$0,966 \cdot iN$	$-1,140 \cdot iB$	$1,270 \cdot iB$	$-0,004 \cdot iB$	$0,509 \cdot iB$
0	0	0	0	0
$1,048 \cdot (iN/14 - 0,7/64)$	$1,077 \cdot (1/(Y_{az} \cdot 64) - iB/14)$	0	$-0,813 \cdot iB/14$	0
0	0	0	0	0
0	0	0	0	0
-0,983	1,214	-1,417	0,003	-0,533
0	0	0	0	0
0	0	0	0	0
0	0	0	0	0

Wobei die Koeffizienten iN , iB und die Ertragskoeffizienten Y den Größen im Originalsystem entsprechen.

$\tilde{S} =$

x_1	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
y_1	y_2	y_3	y_4	y_5	y_6	y_7	0	0	y_{10}	y_{11}	y_{12}
0	0	x_3	0	x_5	0	x_7	0	x_9	$1/Y_A$	0	x_{12}
z_1	z_2	z_3	z_4	z_5	z_6	z_7	0	z_9	z_{10}	z_{11}	z_{12}
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	f_l	f_l	0	0	0	0	0	f_l	f_l
-1	Y_{STO02}	Y_{STONO}	$1-1/Y_{HO2}$	$1-1/Y_{HNO}$	-1	-1	-1	-1	1	-1	-1
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Wobei die Koeffizienten x, y, z, f_l und die Ertragskoeffizienten Y den Größen im Originalsystem entsprechen

Belüftetes Becken $\tilde{A} =$

$0,217 \cdot q/V$	$-q/V$	0	$0,011 \cdot q/V$	0	0	0	0	0	0	0
$0,002 \cdot q/V$	0	$-q/V$	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	$-q/V$	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	$-q/V$	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	$-q/V$	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	$-q/V$	0	0	0	0
0	0	$0,005 \cdot q/V$	0	0	0	0	$-q/V$	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	$-q/V$	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	$-q/V$	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	$-q/V$

Die erste Spalte repräsentiert dabei den vorgegebenen Sauerstoff und ergibt einen für die Simulation des Moduls konstanten Wert, nach dem nicht aufgelöst werden muss.

$\tilde{S} =$

$0,765 \cdot x_1$	$-0,91$	$-0,910$	0	0	0	0	0	$1,016$	$0,376$	0	0	0
$0,185 \cdot y_1$	$1,011 \cdot y_2$	$1,008 \cdot y_3$	$0,874 \cdot y_4$	$0,787 \cdot y_5$	$0,944 \cdot y_6$	$0,072 \cdot y_7$	0	0	$1,012 \cdot y_{10}$	$0,874 \cdot y_{11}$	$2,007 \cdot y_{12}$	0
0	0	$1,044 \cdot x_3$	0	$1,040 \cdot x_5$	0	$0,205 \cdot x_7$	0	$0,533 \cdot x_9$	$1,001 \cdot 1/Y_A$	0	$1,207 \cdot x_{12}$	0
0	$1,029 \cdot z_2$	$1,020 \cdot z_3$	$0,874 \cdot z_4$	$1,208 \cdot z_5$	$0,865 \cdot z_6$	$0,197 \cdot z_7$	0	$0,316 \cdot z_9$	$1,005 \cdot z_{10}$	$1,328 \cdot z_{11}$	$1,437 \cdot z_{12}$	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	$0,003 \cdot f_i$	$0,926$	$0,962$	0	0	0	$0,995 f_i$	$1,022 f_i$	0	0
$-0,836$	$0,874 \cdot Y_{STO02}$	$0,953 \cdot Y_{STONO}$	$0,310 \cdot (1 - 1/Y_{HO2})$	$0,946 \cdot (1 - 1/Y_{HNO})$	$-1,156$	$-2,498$	$-1,293$	$-1,354$	$0,692$	$-0,363$	$-0,670$	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Wobei die Koeffizienten x, y, z, f_i und die Ertragskoeffizienten Y den Größen im Originalsystem entsprechen

\underline{r} repräsentiert weiterhin alle nichtlinearen Ausdrücke wie im Originalsystem, die aber durch die Erstellung der Matrix $\tilde{\underline{S}}$ bei der Modellanpassung neu verteilt werden können. Im Einzelnen gilt für die Anaerobmodelle:

$$\underline{r} = [\text{Hydolyseterm, Term Wachstum Azetatspaltende Organismen, Term Zerfall Azetatspaltende Organismen, Term Wasserstoffoxidierende Organismen, Term Zerfall Wasserstoffoxidierende Organismen}]^T$$

Für das Modell des unbelüfteten Beckens gilt:

$$\underline{r} = [\text{Hydolyseterm, Term Aerobe Speicherung, Term Anoxische Speicherung, Term Aerobes Wachstum Het, Term Anoxisches Wachstum Het, Term Aerobe endogene Atmung Het, Term Anoxische endogene Atmung Het, Term Aerobe Respiration } X_{\text{STO}}, \text{ Term Anoxische Respiration } X_{\text{STO}}, \text{ Term Nitrifikation, Term Aerobe endogene Atmung Aut, Term Anoxische endogene Atmung Aut}]^T$$

Für das Modell des belüfteten Beckens gilt:

$$\underline{r} = [\text{Hydolyseterm, Term Aerobe Speicherung, Term Anoxische Speicherung, Term Aerobes Wachstum Het, Term Anoxisches Wachstum Het, Term Aerobe endogene Atmung Het, Term Anoxische endogene Atmung Het, Term Aerobe Respiration } X_{\text{STO}}, \text{ Term Anoxische Respiration } X_{\text{STO}}, \text{ Term Nitrifikation, Term Aerobe endogene Atmung Aut, Term Anoxische endogene Atmung Aut, Belüftungsterm}]^T$$

In den nichtlinearen Termen des Originalsystems sind Konzentrationen enthalten, die im neuen Modell im Vektor $\tilde{\underline{x}}_{\text{vektor}}$ nicht mehr vorhanden sind. Diese im System unerwünschten Konzentrationen werden durch $\hat{\underline{x}}_{\text{Rest}}$ repräsentiert. Die Größen in $\hat{\underline{x}}_{\text{Rest}}$ werden dann durch neue funktionale Ausdrücke beschrieben, so dass im System (und in den nichtlinearen Termen nur noch Größen enthalten sind, die erwünscht sind, also Größen der Vektoren $\tilde{\underline{x}}_{\text{vektor}}$, $\underline{x}_{\text{zu}}$ und/oder Parameter (z.B. Wachstumsraten, Sterberaten):

$$\hat{\underline{x}}_{\text{Rest}} = \underline{W} \underline{g}(\tilde{\underline{x}}_{\text{vektor}}, \underline{x}_{\text{zu}}, \underline{p})$$

Zur Approximation der unerwünschten Konzentrationen müssen somit geeignete funktionale Beziehungen gefunden werden, die dann den Vektor $\underline{g}(\tilde{\underline{x}}_{\text{vektor}}, \underline{x}_{\text{zu}}, \underline{p})$ zusammensetzen. Die funktionalen Beziehungen bei den im Bericht beschriebenen Modellen entstanden durch eine einfache Approximation der Anteile der unerwünschten

Konzentrationen an den erwünschten Konzentrationen (also z.B. der Anteil von X_{STO} an X_{S}), wobei die Ausdrücke im Nenner und Zähler grundsätzlich auf funktionalen Beziehungen im Zusammenhang mit Überlegungen zur Linearisierung des Systems basierten. Es sind grundsätzlich auch andere funktionale Beziehungen denkbar. Für die Modelle im Bericht gilt:

$$\hat{x}_{\text{Rest},i} = e_{X1} \cdot \underline{x}_{\text{Vektor}} \cdot (e_{X2} \cdot \underline{W}_2 \cdot [c, \underline{x}_{\text{Vektor}}^T, \underline{x}_{\text{Zu}}^T, (V/q) \cdot \underline{x}_{\text{Zu}}^T \otimes \underline{p}^T]^T)^{-1} \cdot e_i \cdot \underline{W} \cdot [c, \underline{x}_{\text{Vektor}}^T, \underline{x}_{\text{Zu}}^T, (V/q) \cdot \underline{x}_{\text{Zu}}^T \otimes \underline{p}^T]^T$$

q = Zufluss [m^3/d]

V = Volumen [m^3]

$\underline{x}_{\text{Vektor}}$, $\underline{x}_{\text{Zu}}$, \underline{p} = Vektoren für die Stationärkonzentrationen im Abwasservektor, Zuflüsse und kinetischen Prozesse

\underline{W} , \underline{W}_2 = Matrizen zur Berechnung der Linearkombinationen zur Annäherung der Fraktionen

\underline{p} = Vektor der kinetischen Parameter

$e_{i, X1, X2}$ = Zeilenvektoren zur Auswahl der i -ten Konzentration

c = Konstante = 1

Durch diese funktionalen Beziehungen entsteht eine Annäherung der Konzentrationen in \hat{x}_{Rest} für das Anaerobmodell, das belüftete und das unbelüftete Becken. Z.B. wird X_{STO} angenähert durch: $X_{\text{S}} \cdot \text{Anteil}_{X_{\text{STO}}/X_{\text{S}}}$. Dabei ist X_{S} entsprechend obiger Gleichung beschrieben mit $e_{X1} \cdot \underline{x}_{\text{Vektor}}$. D.h. Der Vektor e_{X1} würde im Falle des Beispiels (Approximation von X_{STO}) im unbelüfteten Becken z.B. annehmen:

$$e_{X1} = [0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 1 \ 0 \ 0 \ 0]$$

$\text{Anteil}_{X_{\text{STO}}/X_{\text{S}}}$ wird ebenfalls entsprechend obiger Gleichung berechnet über $(e_{X2} \cdot \underline{W}_2 \cdot [c, \underline{x}_{\text{Vektor}}^T, \underline{x}_{\text{Zu}}^T, (V/q) \cdot \underline{x}_{\text{Zu}}^T \otimes \underline{p}^T]^T)^{-1} \cdot e_i \cdot \underline{W} \cdot [c, \underline{x}_{\text{Vektor}}^T, \underline{x}_{\text{Zu}}^T, (V/q) \cdot \underline{x}_{\text{Zu}}^T \otimes \underline{p}^T]^T$.

Dabei repräsentiert der Term $(e_{X2} \cdot \underline{W}_2 \cdot [c, \underline{x}_{\text{Vektor}}^T, \underline{x}_{\text{Zu}}^T, (V/q) \cdot \underline{x}_{\text{Zu}}^T \otimes \underline{p}^T]^T)$ im Nenner eine Annäherung von X_{S} und der Term im Zähler $e_i \cdot \underline{W} \cdot [c, \underline{x}_{\text{Vektor}}^T, \underline{x}_{\text{Zu}}^T, (V/q) \cdot \underline{x}_{\text{Zu}}^T \otimes \underline{p}^T]^T$ eine Annäherung von X_{STO} . Die Vektoren e_{X2} und e_i werden ähnlich e_{X1} nur benötigt, um die entsprechende Zeile in \underline{W}_2 und \underline{W} auszuwählen, die für die jeweilige angenäherte Konzentration in \underline{W}_2 und \underline{W} gilt. Zusammen ergibt dies eine Annäherung des Anteils von X_{STO} in X_{S} und durch Multiplikation mit X_{S} dann eine Annäherung von X_{STO} .

Auch wenn der Ausdruck auf den ersten Blick kompliziert erscheint, so ergibt dies im Nenner und im Zähler jeweils lediglich eine Linearkombination aus c , den Größen im

abfließenden Abwasservektor, den Größen im zufließenden Abwasservektor, sowie Termen der Form $(V/q) \cdot (\text{Parameter } i) \cdot (\text{Größe } i \text{ aus zufließendem Abwasservektor})$.

Nach Einsetzen dieser Beziehungen in die Größen von $\underline{\hat{x}}_{\text{Rest}}$ kann dann das Gleichungssystem

$$0 = \underline{\tilde{A}} \underline{\tilde{x}}_{\text{Vektor}} + \underline{\tilde{B}} \underline{x}_{\text{zu}} + \underline{\tilde{S}} \underline{r}(\underline{\hat{x}}_{\text{Rest}}, \underline{\tilde{x}}_{\text{Vektor}}, \underline{\rho})$$

gelöst werden. Die nichtlinearen Anteile in $\underline{r}(\underline{\hat{x}}_{\text{Rest}}, \underline{\tilde{x}}_{\text{Vektor}}, \underline{\rho})$ werden genauso beschrieben wie im Originalsystem, mit dem Unterschied, dass alle Konzentrationen in den Prozessen, die den Größen in $\underline{\hat{x}}_{\text{Rest}}$ entsprechen, zusätzlich durch die eben beschriebene Annäherung berechnet werden müssen.

**„Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des
Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem
Förderkennzeichen 02WA0575 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt
dieser Veröffentlichung liegt beim Autor“**