



Water Reuse in Industrieparks (WaReIp)

Abschlussbericht des Institutes für
Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der
Leibniz Universität Hannover

Teilprojekte 2.1 Reduzierung des refraktären CSB und 4 Modellgestützte Planung und multikriterielle Bewertung

Projektleitung:
Dr.-Ing. Maike Beier,
Prof. Dr.-Ing. Stephan Köster,
Prof. Dr.-Ing. Karl-Heinz Rosenwinkel

Projektbearbeitung: Dagmar Pohl, Alicja Yogendran

Förderkennzeichen: 02WAV1409B

Laufzeit: 01.10.2016 - 30.09.2020

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Zitiervorschlag für den vorliegenden Abschlussbericht des ISAH:

BEIER, Maike ; KÖSTER, Stephan ; ROSENWINKEL, Karl-Heinz ; POHL, Dagmar ; YOGENDRAN, Alicja:
Abschlussbericht des BMBF-Forschungsprojektes Water Reuse in Industrieparks - WaRelp, FKZ 02WAV1409B - TP 2.1: Reduzierung des refraktären CSB und TP 4: Modellgestützte Planung und multikriterielle Bewertung. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, 2021

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 02WAV1409B gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Allgemeine Hinweise zum Bericht und zum Gesamtprojekt

Im Folgenden sind die Ziele und der Projektinhalt für das Gesamtprojekt dargestellt. Eine detaillierte Darstellung der Zielsetzungen und Ergebnisse der am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH) bearbeiteten Teilprojekte (TP) 4 *Modellgestützte Planung und multikriterielle Bewertung* und TP 2.1 *Reduzierung des refraktären CSB* sind den im vorliegenden Dokument enthaltenen Berichtsteilen A und B zu entnehmen.

Aufgabenstellung

Das Verbundprojekt WaRelp beschäftigt sich mit den in Industrieparks anfallenden Abwässern, deren bedarfsorientierter Aufbereitung und Wiederverwendung für verschiedene Zwecke. Ziel des konzeptionellen Ansatzes ist es, die Potentiale der Wasserwiederverwendung in Industrieparks aufzudecken, die zur Einsparung von Frischwasser führen und damit eine nachhaltige Wasserversorgung ermöglichen. Berücksichtigung finden sowohl technische, ökologische, ökonomische sowie soziale Aspekte, weshalb die Projektarbeit insbesondere durch ihre Breite gekennzeichnet ist.

Die Analyse des qualitativen und quantitativen Angebots an Abwasser sowie der Nachfrage nach Brauchwasser in industriellen Produktionsanlagen (TP 1.1) diente ebenso wie die Erfassung von gängigen Abwasserbehandlungstechniken (TP 1.2) als Grundlage für die Entwicklung eines Modellindustrieparks (TP 1.3 & 1.4). Zur Unterstützung der Entwicklung von Wasserwiederverwendungskonzepten wurde ein „Planungsbaukasten“ zur modellbasierten Konzeptplanung und -bewertung entwickelt und anhand des Modellindustrieparks erprobt. Der modular aufgebaute Planungsbaukasten umfasst ein Stoffstrommodell (TP 4), das Eingangsdaten für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung (TP 6.1) und die Ökobilanzierung (TP 6.2) liefert. Diese und weitere Bewertungsaspekte werden in der multikriteriellen Bewertung (TP 4) gegeneinander abgewogen. Weiterhin wurden Lösungen für die bei der komplexer werdenden Prozesssteuerung steigenden Anforderungen an Mitarbeiter entwickelt (TP 6.3).

Neben der konzeptionellen Betrachtung wurde auch die technische Umsetzung u.a. mit der Analyse der Anforderungen an das Leitungsnetz (TP 3.1) und die Messtechnik (TP 3.2) bearbeitet. Praktische Versuche für technische Problemstellungen, welche für die Zielsetzung der Wasserwiederverwendung in Industrieparks als besonders relevant identifiziert wurden, runden das Gesamtprojekt ab (TP 2). Dazu gehört die Reduzierung des refraktären CSB (TP 2.1), die biologische Behandlung salzhaltiger, organisch belasteter Abwässer (TP 2.2) sowie Verfahren zur Entsalzung (TP 2.3). Die Ergebnisübertragung vom Modellindustriepark auf typische reale Industriestandorte ist abschließender Gegenstand der Betrachtungen (TP 5).

Die Teilprojekte wurden von verschiedenen Projektpartnern bearbeitet:

Abkürzung	Universitäre Partner
LM	Fachgebiet Landmanagement (TU Darmstadt)
AT	Fachgebiet Abwassertechnik (TU Darmstadt)
SUR	Fachgebiet Stoffstrommanagement und Ressourcenwirtschaft (TU Darmstadt)
AI	Forschungsgruppe Arbeits- und Ingenieurpsychologie (TU Darmstadt)
ISAH	Institut für Siedlungswasserwirtschaft & Abfalltechnik (Leibniz Universität Hannover)
IEEM gGmbH	Institut für Umwelttechnik und Management (Universität Witten Herdecke)
Industriepartner	
EC	EnviroChemie GmbH
KC	Kocks Consult GmbH
EH	Endress + Hauser Conducta GmbH & Co. KG

Teilprojekt 1: Grundlagen des integrierten Wasser- und Ressourcenmanagement

- TP 1.1 Klassifizierung von Produktionsanlagen hinsichtlich Wassernutzung (LM)
- TP 1.2 Klassifizierung von Aufbereitungstechniken für Industrieabwasser (AT)
- TP 1.3 & 1.4 Entwicklung und Ausgestaltung eines Modellindustrieparks (LM & AT)

Teilprojekt 2: Neue Aufbereitungstechniken

- TP 2.1 Reduzierung von refraktärem CSB (ISAH)
- TP 2.2 Salzbiologie in der Belüftung (AT)
- TP 2.3 Anwendungen von Entsalzungsverfahren im elektrischen Feld (EC)

Teilprojekt 3: Anlagentechnische Umsetzung

- TP 3.1 Entwicklung eines nutzungsoptimierten, dynamischen Leitungsnetzes (KC)
- TP 3.2 Entwicklung eines Messkonzepts zur Qualitätssicherung (EH)

Teilprojekt 4: Modellbasierte Planung und multikriterielle Bewertung (ISAH)

Teilprojekt 5: Übertragung der Ergebnisse auf andere Industriestandorte und -typen (LM)

Teilprojekt 6: Nachhaltigkeit des entwickelten Konzepts

- TP 6.1 Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen für ein Betreiber- und Finanzierungsmodell (IEEM gGmbH)
- TP 6.2 Ökobilanzen (SUR)
- TP 6.3 Bewusstseinsbildung/ soziotechnische Systeme (AI)

Die Ergebnisse des Projektes sind in folgenden Berichten zu finden:

- Bericht der TU Darmstadt der Fachgebiete Abwassertechnik, Landmanagement, Stoffstrommanagement und Ressourcenwirtschaft, Arbeits- und Ingenieurpsychologie
- Bericht des ISAH (Leibniz Universität Hannover)
 - Teil A: Modellbasierte Planung und multikriterielle Bewertung (TP 4)
 - Teil B: Reduzierung von refraktärem CSB (TP 2.1)
- Bericht des Institutes für Umwelttechnik und Management (Universität Witten Herdecke)
- Bericht von Endress + Hauser Conducta GmbH
- Bericht von EnviroChemie GmbH
- Bericht von Kocks Consult GmbH

A Modellgestützte Planung und Multikriterielle Bewertung (Teilprojekt 4)

bearbeitet von Dagmar Pohl

Im folgenden Berichtsteil A sind die Ergebnisse des TP 4 „Modellgestützte Planung und multikriterielle Bewertung“ des BMBF-Projektes WaRelp (Water Reuse in Industrieparks) dargestellt. Dies sind im Einzelnen:

Planungsbaukasten für die industrielle Wasserwiederverwendung

Das **Konzept und die Grundstruktur des Planungsbaukastens** werden in **Kapitel 2** erläutert. Die **Anwendung des Planungsbaukastens** wird im **Kapitel 3** anhand konkreter Modulimplementierungen und einer Beispielanwendung (WaRelp-Modellindustriepark - siehe auch TP 1.3 im Schlussbericht der TUD) veranschaulicht.

Der Planungsbaukasten ist grundsätzlich als offene Plattform zu verstehen, die projektspezifisch angepasst und erweitert werden könnte. Die Erläuterungen des zugrundeliegenden methodischen Ansatzes zusammen mit Anwendungsbeispielen aus WaRelp soll eine Nutzung und Ergänzung des Planungsbaukastens über das Projekt WaRelp hinaus in der praktischen Anwendung ermöglichen.

Kriterien zur Bewertung industrieller Wassermanagementkonzepte

Relevante **Bewertungskriterien für industrielle Wassermanagementkonzepte** werden in **Kapitel 4** erörtert. Die betrachteten Kriterien umfassen technische und betrieblich-organisatorische, wirtschaftliche, ökologische sowie soziale Aspekte. Die Kriterien müssen fallspezifisch ausgewählt und ggf. erweitert werden, um im Rahmen einer multikriteriellen Bewertung die Konzepterstellung und -auswahl geeignet zu unterstützen.

Hinweise zur Anwendung des Planungsbaukastens zur modellgestützten Konzeptionierung

Der in **Kapitel 5.1** vorgestellte **hierarchische Planungsansatz** unterteilt die Erstellung industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte in mehrere Planungsschritte von zunehmendem Detailgrad – von der Vorauswahl vielversprechender Gesamtkonzepte auf Industrieparkebene bis zur Auswahl einzelner Aufbereitungsverfahren. Dadurch wird eine effiziente und dennoch umfassende Erkundung und Planung industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte ermöglicht.

Ansätze zum Umgang mit **Unsicherheit und Variabilität in der frühen Planung** werden in **Kapitel 5.2** beleuchtet. Im Fokus stehen dabei die Belastbarkeit und Genauigkeit der (modellbasierten) Planungsdaten sowie die Berücksichtigung zukünftiger Entwicklungsmöglichkeiten beim Konzeptentwurf, um Fehlplanungen zu vermeiden und langfristig erfolgreiche Wassermanagementkonzepte umzusetzen.

Die im Kapitel 5 dargestellten Ansätze und Leitideen beziehen sich vorrangig auf die modellgestützte Planung und Bewertung und hier insbesondere den in WaRelp entwickelten Planungsbaukasten. Sie können aber auch mit verschiedenen Entwurfs- und Bewertungsmethoden kombiniert werden, sodass weitere vorhandene und fallspezifisch angepasste Planungswerkzeuge und -methoden zum Einsatz kommen können.

Inhaltsverzeichnis (Teil A)

Abkürzungsverzeichnis (Teil A)	A-iv
Bildverzeichnis (Teil A)	A-v
Tabellenverzeichnis (Teil A)	A-vi
1 Ausgangssituation und Zielsetzung	A-1
1.1 Potenziale und Herausforderungen der modellgestützten Planung industrieparkweiter Wasserwiederverwendung	A-1
1.2 Vorgehen zur Entwicklung des Planungsbaukastens „Industrielles Wassermanagement“	A-2
2 Grundkonzept des Planungsbaukastens „Wassermanagement in Industrieparks“	A-5
2.1 Übergeordneter Planungs- und Bewertungsrahmen	A-8
2.2 Grundprinzip des Stoffstrommodells	A-10
2.2.1 Genereller Aufbau und Schnittstellen des Stoffstrommodells (Modellstruktur)	A-10
2.2.2 Stoffstromvektor	A-12
2.2.3 Nutzungsmodule	A-13
2.2.4 Input/Output-Module	A-15
2.2.5 Verfahrensmodule	A-16
2.2.6 Schnittstelle Stoffstrommodell - Bewertungsmethoden	A-19
3 Konkretisierung und Beispielanwendung des Planungsbaukastens	A-21
3.1 Stoffstromvektor	A-21
3.2 Nutzungsmodule	A-22
3.2.1 Produktionen	A-22
3.2.2 Grünflächenbewässerung und Straßenreinigung	A-23
3.2.3 Sanitäranlagen	A-24
3.2.4 Kantine	A-28
3.3 IO-Module	A-29
3.3.1 Externe Trinkwasserversorgung	A-29
3.3.2 Fluss (Oberflächengewässer)	A-30
3.4 Verfahrensmodule	A-30
3.4.1 Sandfiltration (Schnellfilter)	A-31
3.4.2 Chlorung	A-37

3.4.3 UV-Desinfektion	A-42
3.5 Anwendungsbeispiel Modellindustriepark	A-47
3.5.1 Beschreibung des Modellindustrieparks und der betrachteten Re-Use-Konzepte	A-47
3.5.2 Abbildung der Re-Use-Varianten im Stoffstrommodell	A-50
3.5.3 Berechnete Kennzahlen für die Bewertung	A-54
4 Kriterien zur Bewertung industrieller Wassermanagementkonzepte	A-56
4.1 Direkte Kosten und indirekte wirtschaftliche Nutzen	A-58
4.2 Technische und betrieblich-organisatorische Aspekte	A-58
4.3 Ökologische Aspekte	A-60
4.4 Soziale Aspekte	A-61
5 Hinweise zur Anwendung des Planungsbaukastens zur modellgestützten Konzeptionierung	A-62
5.1 Entwicklung und Einengung der Konzeptvarianten	A-63
5.1.1 Entwurf und Vorauswahl von Gesamtkonzepten (Schritt 1)	A-65
5.1.2 Entwurf von Verfahrensketten (Schritt 2)	A-66
5.1.3 Auswahl der Aufbereitungsverfahren (Schritt 3)	A-66
5.1.4 Aggregation und Gesamtkonzeptbewertung (Schritt 4)	A-67
5.2 Umgang mit Unsicherheit und Variabilität	A-67
5.2.1 Arten von Unsicherheit und Variabilität	A-69
5.2.2 Ansätze zur Implementierung robuster, flexibler und/oder vielseitiger Wassermanagementkonzepte	A-74
5.2.3 Berücksichtigung von Unsicherheit und Variabilität in der Planung	A-76
6 Zusammenfassung und Ausblick	A-80
Literaturverzeichnis	A-84
Anhang	A-I
Anhang A SysML	A-II
Anhang B Unsicherheit	A-IV

Abkürzungsverzeichnis (Teil A)

AT	Fachgebiet Abwassertechnik der TU Darmstadt
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
CWWTP	zentrale Kläranlage des WaRelp-Modellindustrieparks (engl. Central Wastewater Treatment Plant)
EC	EnviroChemie
FEI	Forschungskreis der Ernährungsindustrie
FKZ	Förderkennzeichen
IEEM	Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke (Institute of Environmental Engineering and Management)
IO	Input/Output
KC	Kocks Consult
LM	Fachgebiet Landmanagement der TU Darmstadt
MIP	Modellindustriepark
MSR	Mess-, Steuer- und Regelungs(technik)
SUR	Fachgebiet Stoffstrommanagement und Ressourcenwirtschaft der TU Darmstadt
TUD	Technische Universität Darmstadt
WaRelp	Water Reuse in Industrieparks, BMBF-Verbundprojekt der WavE-Fördermaßnahme
WavE	BMBF-Fördermaßnahme „Zukunftsfähige Technologien und Konzepte zur Erhöhung der Wasserverfügbarkeit durch Wasserwiederverwendung und Entsalzung“
WRP	Wasseraufbereitung zur Wiederverwendung im WaRelp-Modellindustriepark (engl. Water Re-use Plant)

Im Bericht verwendete Formelzeichen sind im jeweiligen Kapitel erläutert und aufgeführt.

Bildverzeichnis (Teil A)

Bild 1	Grundsätzlicher Ablauf der modellbasierten Planung und Bewertung (links) (angelehnt an Wierzbicki, Makowski und Wessels, 2000) und zugehörige Inhalte der WaRelp-Teilprojekte (rechts)	A-2
Bild 2	Schematische Darstellung des Grundprinzips des Planungsbaukastens	A-6
Bild 3	Zusammenarbeit und Datenfluss zwischen den WaRelp-Teilprojekten	A-7
Bild 4	Systemweite Betrachtung der Wasserströme des Industrieparks für die industrieparkweite Wasserwiederverwendung	A-8
Bild 5	Schematische Darstellung der Verknüpfung von Modulen im Stoffstrommodell	A-12
Bild 6	Struktur und wesentliche Parameter eines Nutzungsmoduls (<i>Internes Blockdiagramm</i>)	A-14
Bild 7	Datenfluss und Berechnungen im Nutzungsmodul (<i>Zusicherungsdiagramm</i>)	A-15
Bild 8	Struktur und wesentliche Parameter eines IO-Moduls (<i>Internes Blockdiagramm</i>)	A-16
Bild 9	Datenfluss und Berechnungen im IO-Modul (<i>Zusicherungsdiagramm</i>)	A-16
Bild 10	Struktur und wesentliche Parameter eines Verfahrensmoduls (<i>Internes Blockdiagramm</i>)	A-17
Bild 11	Datenfluss und Berechnungen im Verfahrensmodul (Überprüfung der Einhaltung der Voraussetzungen zur Anwendung des Verfahrens ist hier zur Vereinfachung nicht dargestellt) (<i>Zusicherungsdiagramm</i>)	A-18
Bild 12	Struktur und wesentliche Parameter der Nutzungsmodule zur Beschreibung von Produktionen (<i>Internes Blockdiagramm</i>)	A-23
Bild 13	Struktur und wesentliche Parameter der Nutzungsmodule zur Beschreibung von Grünflächenbewässerung und Straßenreinigung (<i>Internes Blockdiagramm</i>)	A-24
Bild 14	Struktur und wesentliche Parameter des Nutzungsmoduls zur Beschreibung der Sanitäranlagen (<i>Internes Blockdiagramm</i>)	A-25
Bild 15	Struktur und wesentliche Parameter des Nutzungsmoduls zur Beschreibung der Kantine (<i>Internes Blockdiagramm</i>)	A-28
Bild 16	Struktur und wesentliche Parameter des IO-Moduls für die Trinkwasserversorgung (<i>Internes Blockdiagramm</i>)	A-30
Bild 17	Struktur und wesentliche Parameter des IO-Moduls für Oberflächengewässer (<i>Internes Blockdiagramm</i>)	A-30
Bild 18	Schematische Übersicht der Wasserströme im WaRelp-Modellindustriepark (aus TP 1, TUD)	A-48
Bild 19	Aufbereitungskonzept für den WaRelp-Modellindustriepark (Konzept und Bild aus TP 1, TUD)	A-49
Bild 20	Übersicht relevanter Bewertungskriterien für industrielle Wassermanagementkonzepte	A-57
Bild 21	Bedeutung der frühen Planungsphase für den Projekterfolg und Herausforderung der anfänglich geringen Datenverfügbarkeit (qualitative Darstellung)	A-63
Bild 22	Überblick über die Planungsschritte des hierarchischen Planungsansatzes	A-64
Bild 23	Arten von Unsicherheit und Variabilität, kategorisiert nach Möglichkeiten zu ihrer Verringerung bzw. zum Umgang damit	A-70
Bild 24	Beispiel zur Untersuchung von Modellunsicherheit: Boxplots der erwarteten Kosten der Verfahren A-C, berechnet mit verschiedenen Modelle mit unsicheren Eingangsdaten (fiktive Daten); M1-M3 bezeichnen jeweils unterschiedliche Modelle für dasselbe Verfahren	A-71

Bild 25	Schematische Darstellung der zeitlichen Dekomposition und alternativen Szenarien	A-77
Bild 26	Historische Daten und abgeleitete Szenarienwerte für ein (fiktives) Produktionsabwasser	A-78
Bild 27	Internes Blockdiagramm mit Erläuterung der Bestandteile	A-II
Bild 28	Zusicherungsdiagramm mit Erläuterung der Bestandteile	A-III

Tabellenverzeichnis (Teil A)

Tabelle 1	Beispiele für Software, die zur Implementierung des entwickelten Stoffstrommodells genutzt werden kann	A-10
Tabelle 2	Beispiele für IO-Module	A-15
Tabelle 3	Parameter des in WaRelp genutzten Stoffstromvektors	A-22
Tabelle 4	Beispielhaft im Rahmen der Abbildung des Modellindustrieparks hinterlegte Parameter der Module Grünflächenbewässerung und Straßenreinigung (Daten aus TP 1, TUD/LM)	A-24
Tabelle 5	Hinterlegte Parameter des Moduls Sanitäranlagen (Fortsetzung auf der folgenden Seite)	A-26
Tabelle 6	Hinterlegte Parameter des Moduls Kantine	A-29
Tabelle 7	Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für Bau und Bemessung der Sandfiltration	A-34
Tabelle 8	Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für den Betrieb der Sandfiltration	A-36
Tabelle 9	Eigenschaften verschiedener Chlorverbindungen	A-37
Tabelle 10	Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für Bau und Bemessung der Chlorung	A-39
Tabelle 11	Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für den Betrieb der Chlorung	A-41
Tabelle 12	Eigenschaften verschiedener UV-Lampentypen (Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, Environmental Protection Agency, 2011)	A-42
Tabelle 13	Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für Bau und Bemessung der UV-Desinfektion	A-45
Tabelle 14	Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für den Betrieb der UV-Desinfektion	A-47
Tabelle 15	Betrachtete Re-Use-Varianten für den Modellindustriepark	A-49
Tabelle 16	Für das Anwendungsbeispiel Modellindustriepark angesetzte Modellparameter der Nutzungsmodule	A-51
Tabelle 17	Für das Anwendungsbeispiel Modellindustriepark angesetzte Modellparameter der Sandfiltration	A-52
Tabelle 18	Für das Anwendungsbeispiel Modellindustriepark angesetzte Modellparameter der UV-Desinfektion	A-53
Tabelle 19	Für das Anwendungsbeispiel Modellindustriepark angesetzte Modellparameter der Chlorung	A-54
Tabelle 20	Variantenspezifische Sachdaten für extern bezogene und abgeleitete Wassermengen	A-54

Tabelle 21	Berechnete variantenspezifische Sachdaten für die Sandfiltration	A-55
Tabelle 22	Berechnete variantenspezifische Sachdaten für die UV-Desinfektion	A-55
Tabelle 23	Berechnete variantenspezifische Sachdaten für die Chlorung	A-55
Tabelle 24	Eigenschaften zur Beschreibung von Unsicherheit und Variabilität (angelehnt an Walker et al., 2003, und um zeitl. Aspekte ergänzt)	A-IV
Tabelle 25	Zuordnung der in WaRelp definierten Arten von Unsicherheit zu verschiedenen Merkmalen zur Beschreibung von Unsicherheit	A-V
Tabelle 26	Einordnung von Konzepten zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität in den in WaRelp spezifizierten Rahmen	A-VII

1 Ausgangssituation und Zielsetzung

1.1 Potenziale und Herausforderungen der modellgestützten Planung industrieparkweiter Wasserwiederverwendung

Wasserwiederverwendung ist in der Industrie schon seit Langem ein Thema im Zusammenhang mit dem produktionsintegrierten Umweltschutz (PIUS). Maßnahmen zur Einsparung von Frischwasser, unter anderem durch Wasserwiederverwendung, werden hierbei prozess- und produktionsintegriert mit großem Erfolg umgesetzt. In der Papierindustrie wurde beispielsweise ein Rückgang des durchschnittlichen spezifischen Wasserbedarfs von 75 L/kg (1960) auf 12 L/kg (2001) erreicht (Effizienz-Agentur NRW und Ing.-Büro für Abwassertechnik und Energie-Management, 2004). Für die meisten Branchen gilt inzwischen, dass wirtschaftlich und technisch sinnvolle Wasserwiederverwendungsmaßnahmen auf Produktions- bzw. Betriebsebene weitgehend implementiert sind. Verglichen mit Einzelbetrieben weisen Industrieparks jedoch eine größere Vielfalt von Wasserqualitäten, sowohl im Hinblick auf die Anforderungen an das Frischwasser als auch die anfallenden Abwässer, auf. Damit steigen die Chancen, dass Abwasserströme ohne oder mit vertretbarem Reinigungsaufwand an anderer Stelle den Frischwassereinsatz verringern können – insbesondere wenn z. B. direkt bei der Zusammenstellung der Betriebe auf eine Qualitätskaskade geachtet wird. Die räumliche Nähe der verschiedenen Wassernutzer in Industrieparks und das Vorhandensein gemeinsam genutzter Infrastruktur sowie übergeordneter Organisationsstrukturen tragen zu den guten Voraussetzungen für die Implementierung betriebsübergreifender Wasserwiederverwendungskonzepte in Industrieparks bei. Demgegenüber stehen jedoch auch Herausforderungen, die für eine erfolgreiche Umsetzung zu überwinden sind. Hier ist insbesondere die hohe Komplexität der Planung und betrieblichen Organisation industrieparkweiter Wasserwiederverwendungskonzepte zu nennen. Aus der großen Anzahl zur Verfügung stehender unterschiedlicher Teilströme und zu deckender Wasserbedarfe ergibt sich eine Vielzahl von Möglichkeiten zur Wasserwiederverwendung, die bereits in der Planung zu sondieren sind. Ziel des Projektes war es daher, Planungswerkzeuge und -methoden zu entwickeln, die eine effiziente und gleichzeitig breite Erkundung verschiedener Wasserwiederverwendungskonzepte ermöglichen. Da Wasseranfall und -bedarf einer mittel- sowie langfristigen Dynamik unterliegen, bspw. durch Produktionszyklen oder Veränderungen der angesiedelten Betriebe, der die Konzepte Rechnung tragen müssen, galt es diese in den Planungsansätzen zu berücksichtigen. Neben technischen Anforderungen und Möglichkeiten sowie politischen und gesetzlichen Rahmenbedingungen spielen auch wirtschaftliche, betrieblich-organisatorische, ökologische und soziale Aspekte eine Rolle bei der Gestaltung und Auswahl industrieller Wassermanagementkonzepte. Da es hinsichtlich der spezifischen Rahmenbedingungen große Unterschiede zwischen verschiedenen Industrieparks gibt, muss trotz der Übertragbarkeit verschiedener Aufbereitungsverfahren oder Nutzungskaskaden von einem Industriepark auf den anderen die Auswahl und Bewertung des Re-Use-Konzeptes fallspezifisch erfolgen. Daher war es der Anspruch des Projektes, industrieparkspezifische Rahmenbedingungen und individuelle strategische Ziele in die Planung und Bewertung einzubeziehen und so die Entwicklung passgenauer Lösungen zu fördern.

Da als Planungsgrundlage viele Daten und Informationen benötigt werden, die bisher nicht zentral vorliegen und von verschiedenen organisatorischen Einheiten innerhalb und außerhalb des Industrieparks zusammengetragen werden müssen, ist aktuell bereits die grundsätzliche Abschätzung vorhandener Wasserwiederverwendungspotenziale mit erheblichem Aufwand verbunden. Um dem zu begegnen werden Werkzeuge benötigt, die die Datenbereitstellung und Konzeptbewertung vereinfachen und erlauben, dabei fallspezifische Gegebenheiten einzubeziehen. Hier setzt die modellgestützte Planung und

Bewertung an, die in WaRelp für die Fragestellung des industrieparkweiten Wassermanagements konkretisiert wurde – anhand von Modellen, in denen übertragbare Zusammenhänge und Daten vorab hinterlegt sind und relevante fallspezifische Werte und Informationen spezifiziert werden können, werden variantenspezifische Kenndaten für die erstellten Wassermanagementkonzepte berechnet. Diese Daten können in existierende Bewertungsmethoden, wie die Berechnung von Jahreskosten oder die Ökobilanzierung, einfließen, um einen an den fallspezifischen strategischen Zielen orientierten Konzeptvergleich vorzunehmen. So wird eine fallspezifische Potenzialabschätzung für verschiedene Wassermanagementkonzepte und Aufbereitungsvarianten bei möglichst geringem Aufwand ermöglicht. Die Auswahl geeigneter Modelle stellt dabei eine Abbildung in ausreichender Tiefe sicher, um realistische und belastbare Prognosewerte – auch für innovative, bisher noch nicht umgesetzte Konzepte – zu erhalten. Zudem ist durch die modellbasierte Kennzahlberechnung sichergestellt, dass verschiedene Konzeptvarianten auf derselben Datenbasis verglichen werden. Darüber hinaus erleichtert die Verwendung von Modellen in der Planung das Datenmanagement und den Wissenstransfer innerhalb von sowie zwischen Projekten.

1.2 Vorgehen zur Entwicklung des Planungsbaukastens „Industrielles Wassermanagement“

Die modellgestützte Planung und Bewertung ist eine etablierte Methodik zur Berechnung projektspezifischer Prognosewerte für verschiedene Planungsalternativen unter flexibel festlegbaren Randbedingungen. Der grundsätzliche Ablauf inkl. Zuordnung der in WaRelp erfolgten Arbeiten ist in Bild 1 dargestellt.

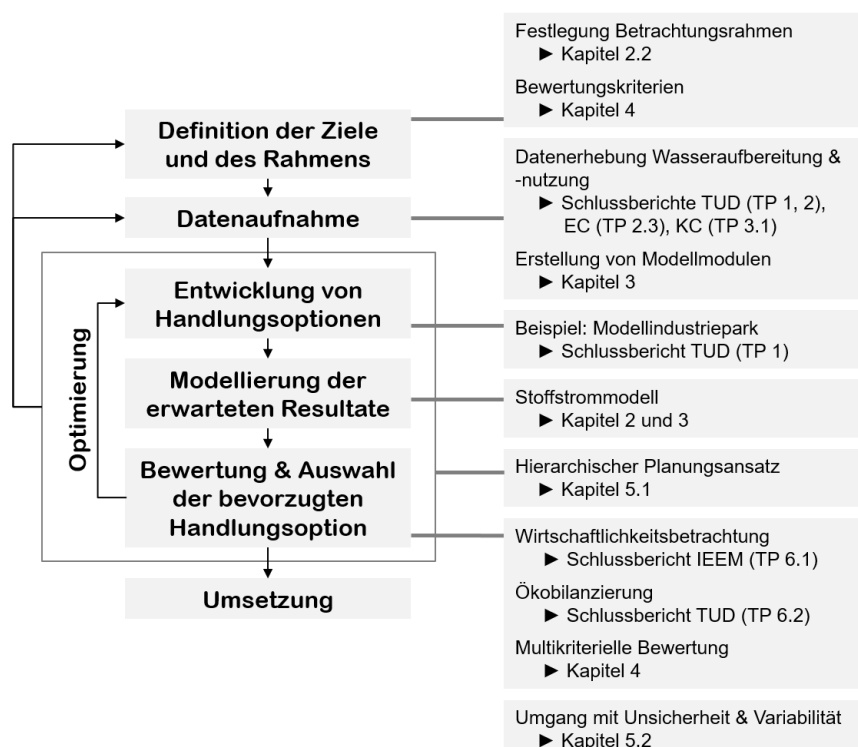


Bild 1 Grundsätzlicher Ablauf der modellbasierten Planung und Bewertung (links) (angelehnt an Wierzbicki, Makowski und Wessels, 2000) und zugehörige Inhalte der WaRelp-Teilprojekte (rechts)

Die konkrete Ausgestaltung der einzelnen Schritte ist abhängig vom jeweiligen Anwendungsfall und Planungsrahmen und muss anwendungsspezifisch neu definiert werden. Im TP 4 erfolgt dies durch:

1. Methodikentwicklung der modellbasierten Kennzahlenermittlung in der Konzeptphase (Kapitel 2 und 3)

Entwicklung eines angepassten Stoffstrombilanzierungsmodells zur effizienten Bereitstellung von variantenspezifischen Planungsdaten für frei konfigurierbare Wassermanagementkonzepte, die als Datengrundlage für eine fallspezifische Konzeptbewertung dienen:

- Festlegung der Systemgrenzen und des Betrachtungsrahmens (Kapitel 2.1)
- Entwicklung eines Modells zur Vorhersage der Eignung und Güte verschiedener Wassermanagementkonzepte (Kapitel 2 und 3):
 - Festlegung des Detailgrads und der Modellstruktur
 - Definition der Schnittstellen zur Bewertung
 - Auswahl der zu berücksichtigenden fallspezifischen Größen
 - Formulierung der Berechnungsalgorithmen und -abläufe
 - Hinterlegung übertragbarer Parameter
 - Erprobung der modellbasierten Kennzahlberechnung und Bewertung anhand des WaRelp-Modellindustrieparks

2. Identifizierung relevanter Kriterien für die Bewertung industrieller Wassermanagementkonzepte (Kapitel 4)

Zusammenstellung relevanter Kriterien für das industrielle Wassermanagement aus den Bereichen Technik und Organisation, Wirtschaftlichkeit, Umwelt und Soziales, die im Rahmen der multikriteriellen Bewertung einen ganzheitlichen Vergleich verschiedener Wassermanagementkonzepte ermöglichen

3. Entwicklung eines Planungsansatzes zum Entwurf von Konzeptvarianten für das industrieparkweite Wassermanagement (Kapitel 5.1)

Formulierung eines methodischen Ansatzes, der eine effiziente und dennoch umfassende Erkundung industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte und anschließende Einengung vielversprechender Konzeptvarianten für die detailliertere Ausgestaltung ermöglicht

4. Formulierung von Strategien zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität in der Planung

Einordnung von Ansätzen zur Verringerung von bzw. dem Umgang mit Unsicherheit und Variabilität im Kontext des industriellen Wassermanagements und Entwicklung eines Rahmens zur Berücksichtigung dieser Aspekte in der Planung

Flankiert werden die Arbeiten durch folgende Inhalte anderer TP:

- Datenerhebung zu Wassernutzung in Industrieparks und Aufbereitungsverfahren (Versuchstechnik in TP 2 und Literaturdaten und Befragungen in TP 1)
- Erstellung des WaRelp-Modellindustrieparks inkl. Wasserwiederverwendungskonzepten (TP 1)
- Bewertungsmethoden/Konzeptbewertung: Wirtschaftlichkeitsbetrachtung (TP 6.1) und Ökobilanzierung (TP 6.2).

Die in WaRelp durchgeführten Arbeiten zur modellbasierten Planung und Bewertung bauen auf folgenden Forschungsarbeiten des ISAH auf:

- **BMBF-Projekt „Entwicklung und Integration innovativer Kläranlagentechnologien für den Transformationsprozess in Richtung Technikwende“ (E-Klär)**, Schwerpunkt (SP) II, (FKZ 02WER1319A-J): Entwicklung der modellbasierten strategischen Investitionsplanung für kommunale Kläranlagen mit besonderem Fokus auf die Energieoptimierung (Manig, 2019, Palmowski und Pinnekamp, 2018);
- **FEI-Projekt „Optimierung von Kosten, Energie- und Ressourcen-Nutzung in der Fruchtsaftindustrie - Bilanzmodell und Mehrzieloptimierung“ (OptiKERN)**: Bilanz- und Prognosemodelle für die Apfelsaftherstellung sowie Prozessoptimierung hinsichtlich Energie- und Ressourceneinsatz sowie Kosten (Mehrzieloptimierung) (Breitenkamp, Beier und Rosenwinkel, 2016, Breitenkamp, 2016).

Weitere relevante Beispiele für modellbasierte Planungs- und Bewertungsansätze finden sich bspw. in:

- Ullmer et al. (2005): Softwaretool für den Entwurf und die Optimierung industrieller Prozesswassersysteme hinsichtlich minimaler Jahreskosten;
- Quaglia et al. (2014): Methodik für die Identifikation des besten Aufbereitungsnetzwerkes inkl. Aufbereitungsverfahren für die industrielle Wasserwiederverwendung (Optimierung hinsichtlich Jahreskosten);
- Oertlé et al. (2019): Softwaretool für Entwurf, Machbarkeits- und Potenzialanalysen für regionale Wasserwiederverwendungskonzepte.

2 Grundkonzept des Planungsbaukastens „Wassermanagement in Industrieparks“

Um die Ergebnisse der im Verbundprojekt verwendeten Bewertungsansätze (vgl. TP 6) vergleichen zu können, sollte in allen beteiligten Bewertungs-Teilprojekten eine einheitliche Datengrundlage, ergänzt um methodenspezifische Daten, verwendet werden. Dazu wurde durch das ISAH-LUH im TP 4 die Methodik der modellbasierten strategischen Planung – entwickelt für den Vergleich verschiedener Verfahren im kommunalen Kläranlagenbereich (BMBF-Projekt E-Klär, SP II) – für den Vergleich verschiedener industrieller Wassermanagementkonzepte weiterentwickelt. Die Nutzung von Modellen zur Berechnung der für die Planung und Bewertung benötigten Prognosedaten bietet eine Reihe von Vorteilen:

- übertragbare Daten und Zusammenhänge sind in den Modellen hinterlegt (einfachere Nutzung, Wissenstransfer zwischen Projekten),
- projektspezifische Informationen können über die Anpassung der Modellparameter einbezogen werden,
- noch nicht realisierte Konzepte können abgebildet und neue Verfahren dabei berücksichtigt werden,
- Modelle unterstützen das Datenmanagement im Projektverlauf (modellbasierte statt, oder in Ergänzung zu, dokumentenbasierter Datenverwaltung),
- typische Bewertungskennzahlen (Investitionen und Betriebskosten, Umweltauswirkungen) werden direkt aus den Planungsdaten standardisiert berechnet,
- die betrachteten Ziele und Bewertungskriterien können an das jeweilige Projekt angepasst werden.

Daraus ergibt sich u. a.:

- eine projektspezifische Prognose unter Ansatz der gleichen Bewertungsgrundlage für alle zu vergleichenden Optionen,
- die Erhöhung der Transparenz und Nachnutzbarkeit der Projektergebnisse,
- die Förderung von innovativen Lösungsansätzen.

Kernstück der Planungsmethodik bildet der Aufbau eines Stoffstrommodells, mit den für die jeweilige Fragestellung relevanten Anlagen/Verfahren. Im aktuellen Projekt wurden dafür zunächst die Aufbereitungsprozesse beschrieben, ein einheitlicher Stoffstromvektor formuliert und die für einen Industriepark relevanten Schnittstellen und Wassernutzer definiert. In Verknüpfung mit den in den TP 4, TP 6.1 und 6.2 für die vorliegende Fragestellung konkretisierten Bewertungsmethoden (Wirtschaftlichkeitsbetrachtung, Ökobilanzierung und multikriterielle Bewertung) ist so ein Planungsbaukasten für die Erstellung und vergleichende Bewertung industrieller Wassermanagementkonzepte entstanden.

Das Grundprinzip des Planungsbaukastens ist in Bild 2 schematisch dargestellt. Verschiedene Wassermanagementkonzepte (Varianten) können aus vorgefertigten, anpassbaren Bausteinen (Modulen) flexibel zusammengesetzt werden, um Bewertungskennzahlen für den Konzeptvergleich zu berechnen.

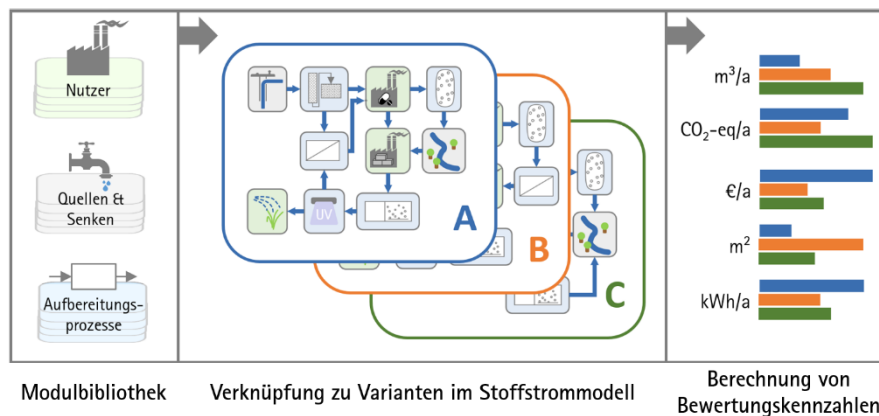


Bild 2 Schematische Darstellung des Grundprinzips des Planungsbaukastens

Die Aufbereitungsverfahren, die Wassernutzung sowie die Wasserentnahme und -ableitung werden jeweils über eigene Module beschrieben:

Für die Wassernutzung sind bei der Modulerstellung typische Wasserqualitätsparameter und spezifische Mengen zur Charakterisierung des Wasserbedarfs und des Abwasseranfalls zu hinterlegen, die fallspezifisch skaliert werden können (bspw. anhand von Produktionsmengen).

Für die Wasserentnahme und -ableitung sind ebenfalls typische Wasserqualitätsparameter bzw. Qualitätsanforderungen zu hinterlegen. Die jeweilige Abgabe- bzw. Aufnahmekapazität wird bei der Anwendung des Planungsbaukastens fallspezifisch festgelegt.

Für die Aufbereitungsverfahren ist zur Modulerstellung zum einen ein Bemessungsalgorithmus zu definieren und zu hinterlegen, der für die fallspezifisch definierten Bemessungsgrößen die benötigte Anlagengröße berechnet. Zum anderen sind verfahrensspezifisch leistungs-, verbrauchs- und emissionsrelevante Betriebsprozesse zu definieren, um eine vom Zulauf und den Betriebsparametern abhängige Berechnung der relevanten Betriebsgrößen durchführen zu können.

Bild 3 gibt einen Überblick über den Datenfluss zwischen den beteiligten Teilprojekten. Neben den im TP 4 beispielhaft definierten Nutzer- und Verfahrensmodulen wurden in den TP 1.1, 1.2 und 2 Daten zu Wasserteilströmen sowie zu Wasseraufbereitungsverfahren erhoben, die zum Teil bereits in die Modulbibliothek des im TP 4 entwickelten Stoffstrommodells eingebunden wurden. Das Stoffstrommodell ermöglicht die Abbildung und mengenmäßige Bilanzierung der zu bewertenden Wasserwiederverwendungskonzepte. Ausgabegrößen sind z. B. Kenndaten zu Stoffströmen (Wasserströme, Emissionen) sowie zu Dimensionierung und Betrieb der Aufbereitungsverfahren. Diese variantenspezifischen Sachdaten bilden die gemeinsame Basis für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung (TP 6.1) und die Ökobilanzierung (TP 6.2) und können ebenso in die multikriterielle Bewertung (TP 4) einfließen. Daneben fließen für die jeweilige Bewertungsmethode relevante Szenariodaten, wie Preise/Gebühren, Energiemix usw., in die Bewertung ein (siehe hierzu auch die Schlussberichte der Projektpartner IEEM für TP 6.1 und TUD/SUR für TP 6.2).

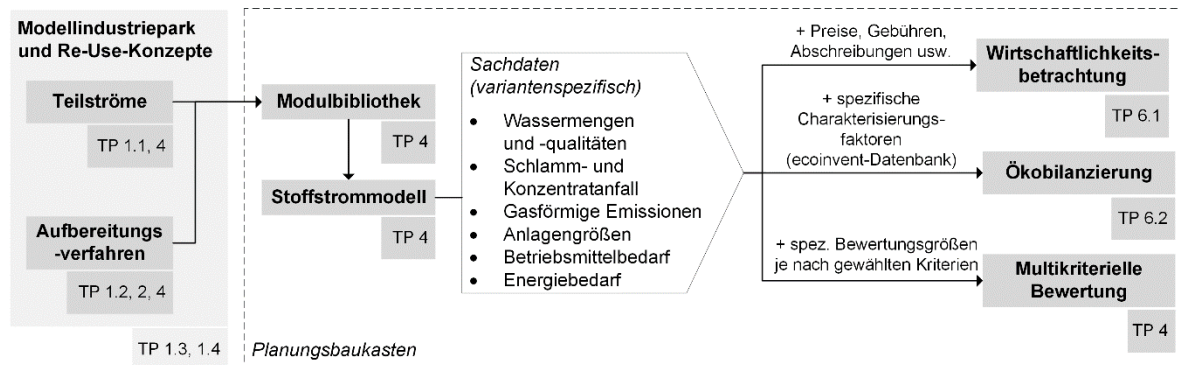


Bild 3 Zusammenarbeit und Datenfluss zwischen den WaRelp-Teilprojekten

Die Zusammenstellung der vordefinierten Module zu industrieparkweiten Simulationsmodellen (Stoffstrommodellierung) der zu untersuchenden verschiedenen Industriepark-/Re-Use-Konzepte, ermöglicht für die erstellten Verfahrensschaltungen ausgewählte Kennzahlen für verschiedene Betriebs- oder Belastungsszenarien zu berechnen. Welche Bewertungskennzahlen für den Konzeptvergleich aus den bereitgestellten Daten abgeleitet werden, ist weitgehend frei wählbar. Dabei kann es sich beispielsweise um absolute Kosten handeln, wie Jahreskosten, aber auch um CO₂-Äquivalent-Emissionen oder andere spezifische Zielgrößen, wie hier z. B. Frischwasserbedarf oder Re-Use-Quote.

Im Rahmen des WaRelp-Projekts wurden drei verschiedene Bewertungsansätze für den Vergleich verschiedener Wasserwiederverwendungskonzepte für Industrieparks betrachtet:

- Wirtschaftlichkeitsbetrachtung (TP 6.1),
- Ökobilanzierung (TP 6.2),
- und multikriterielle Bewertung (TP 4).

Für alle drei Bewertungsmethoden war der entwickelte und umgesetzte Ansatz der modellbasierten Datenermittlung erfolgreich anwendbar, um die benötigten spezifischen Eingangsdaten zur Bewertung bereitzustellen.

Die hier vorgestellte Methodik ist auf die Unterstützung der Konzeptphase ausgerichtet, also auf die Identifikation vielversprechender Wasserwiederverwendungskonzepte in der frühen Planung am Anfang eines Projektes. Ziel des Planungsbausteins ist es damit:

- möglichst viele vorab bekannte, übertragbare Daten und Informationen durch Hinterlegung in den Modulen bereitzustellen, um die Planung zu erleichtern (Wissenstransfer);
- möglichst viele fallspezifische Daten einzubeziehen, um maßgeschneiderte Lösungen zu finden (Spezifizierung);
- die flexible, ergebnisoffene Erkundung innovativer Wasserwiederverwendungskonzepte zu ermöglichen (Entwurf und Potenzialanalyse).

Die Anpassung an fallspezifische Gegebenheiten wird u. a. erreicht durch:

- Berücksichtigung der Abwasserzusammensetzung bei der Bemessung und der Berechnung von Leistungs- und Betriebsdaten von Aufbereitungsverfahren;
- Berücksichtigung fallspezifischer Zinssätze, Preise, Gebühren, Gehaltsniveaus usw. zur angepassten Berechnung von Investitionen und Betriebskosten in der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung;
- Berücksichtigung des Energiemixes und lokaler Hintergrunddaten für z. B. Baustoffe, Betriebsmittel und Entsorgungswege bei der Ökobilanzierung.

Der entstandene Planungsbaukasten ist als offene Plattform zu verstehen, die über das Projekt WaRelp hinaus erweitert und angepasst werden kann. Die grundsätzliche Methodik kann darüber hinaus unabhängig von der hier umgesetzten Softwarelösung in bereits vorhandene Planungsprozesse und -werkzeuge integriert bzw. übertragen werden oder mit in vorhandene Qualitätsmanagement-Prozesse eingebunden werden, um aktuelle Prozess- und Kenndaten für regelmäßige Strategiekontrollen nutzen zu können.

Im Folgenden wird zunächst der für den Planungsbaukasten gewählte Planungs- und Bewertungsrahmen erörtert (Abschnitt 2.1). Anschließend werden das grundsätzliche Prinzip des Stoffstrommodells und die zugrunde liegende Modellstruktur dargestellt (Abschnitt 2.2). Konkrete Beispiele für verschiedene Module sowie die Anwendung des Planungsbaukastens auf den WaRelp-Modellindustriepark finden sich in Kapitel 3.

2.1 Übergeordneter Planungs- und Bewertungsrahmen

Im Kontext der Identifizierung von Wasserwiederverwendungspotenzialen ist es sinnvoll, die Grenzen zwischen (Frisch)wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung aufzulösen. Stattdessen sind alle Wasserströme gleichwertig zu betrachten und gleichermaßen für die (Weiter)nutzung – direkt oder nach Aufbereitung – einzubeziehen und allein über die Qualitätsbeschreibung definiert.

Ebenfalls muss zur Entwicklung industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte eine Gesamt Betrachtung des Industrieparks vorgenommen werden. Da die Wasserwiederverwendung eine Alternative sowohl zur externen Wasserversorgung als auch zur Wasserableitung ist, müssen die externen Wasserquellen und -senken in die Bewertung miteinbezogen werden. Folglich sind im Betrachtungsrahmen der Bezug von Frischwasser (bspw. die Nutzung von aufbereitetem Grundwasser) und die Ableitung von gereinigtem Abwasser (bspw. ins Gewässer) abzubilden, ebenso wie die verschiedenen Wassernutzer und -produzenten. Die sich daraus ergebende Perspektive auf den Industriepark ist schematisch in Bild 4 dargestellt.

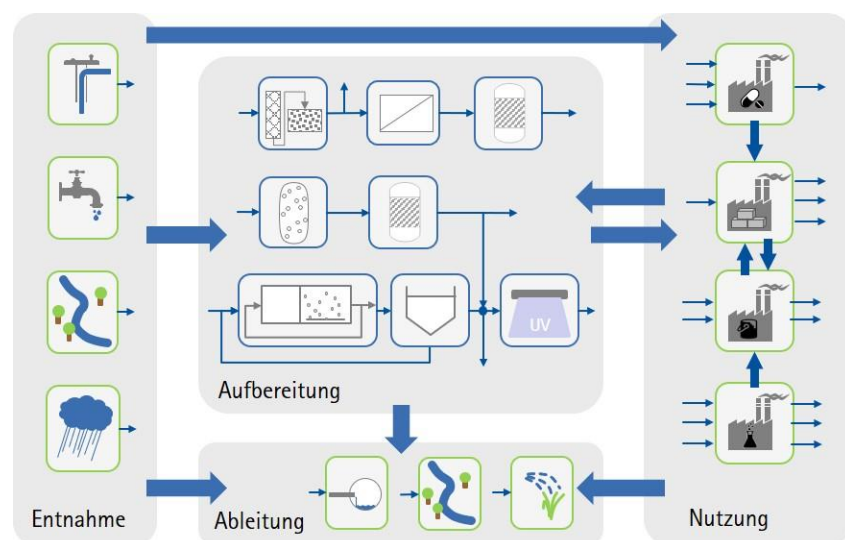


Bild 4 Systemweite Betrachtung der Wasserströme des Industrieparks für die industrieparkweite Wasserwiederverwendung

Innerhalb des Projektes WaRelp wurde als Optimierungsziel der Frischwasserersatz bzw. die Re-Use-Quote definiert und damit der Fokus auf die Wasserströme gelegt. Weitere auf eine ressourcenopti-

mierte Konzeptionierung von Industrieparks ausgerichtete Ziele, wie die Rückgewinnung von Wertstoffen oder die Behandlung von Reststoffen (Konzentraten, Schlämmen), wurden nicht betrachtet. Das aufgebaute Stoffstrommodell erlaubt aber die anfallenden Mengen zu quantifizieren und über spezifische Kennwerte (Entsorgungskosten, spez. Umweltauswirkungen etc.) in der Konzeptbewertung zu berücksichtigen. Eine Erweiterung des Modells um Module zur Reststoff- und Konzentratbehandlung ist ebenfalls problemlos möglich.

Die Festlegung von Zielqualitäten erfolgt im Rahmen von WaRelp über die Definition von Wasserqualitätsstufen (siehe auch TP 1 im Schlussbericht der TUD), z. B.

- deionisiertes Wasser,
- Trinkwasser,
- Kühlwasser,
- Wasser für die Dampferzeugung,
- Brauchwasser.

Die Beschränkung auf eine überschaubare Anzahl von Zielqualitäten vereinfacht die Festlegung von Aufbereitungszielen und das Zusammenfassen von Teilströmen für die (interne) Wasserversorgung. Die Identifizierung effizienter Lösungen wird dadurch nicht maßgeblich eingeschränkt, da die Bereitstellung spezieller Wasserqualitäten für einzelne Prozesse nur im Ausnahmefall sinnvoll ist (z. B. wenn kontinuierlich eine größere Menge einer speziellen Wasserqualität benötigt wird). Zudem sind für viele Produktionsprozesse aufgrund des beispielhaften Vorgehens keine genauen Qualitätsanforderungen bekannt, sodass eine weitere Differenzierung innerhalb des Projektes (konzeptionelle Planungsphase) nur sehr begrenzt möglich ist.

Bei der Festlegung der Zielqualitäten ist der Aufwand für die Überwachung der Einhaltung der geforderten Qualität (Monitoring) zu bedenken. Ausführliche Ergebnisse dazu finden sich im Schlussbericht von E+H (TP 3.2 Messkonzepte).

Das Verteilungsnetz (Rohrleitungen, Speicher usw.) wurde in den TP 4 und 6 nicht im Detail betrachtet. Ergebnisse zur Gestaltung des Leitungsnetzes sind dem Schlussbericht von KC (TP 3.1) zu entnehmen. Da das Leitungsnetz sowohl für die Kosten als auch die Umweltauswirkungen von hoher Relevanz sein kann, sollte der Umfang des benötigten Netzes schon in der frühen Planung grob abgeschätzt und berücksichtigt werden. In die Modellsystematik können die Rohrleitungen, Speicher usw. bei Bedarf einfach als eigene Verfahrensmodule mit den entsprechenden Dimensionierungen und Betriebsaufwendungen fall- und ortsspezifisch definiert und eingebunden werden.

Für die Bewertung sind neben den Aufwänden der Betriebsphase auch die durch die Installation entstehenden Aufwände zu berücksichtigen, da sich viele Aufbereitungsverfahren im Hinblick auf Investitionen, Platzbedarf, Umweltauswirkungen usw. stark unterscheiden. So ist zudem ein fairer Vergleich zwischen Neubauten und der Nutzung bestehender Infrastruktur bei Umbau- und Erweiterungsprojekten möglich. Um den Installationsaufwand fallspezifisch abzuschätzen, werden die Aufbereitungsverfahren anhand zulaufabhängig zu definierender Bemessungslastfälle dimensioniert. Für die Bemessung und für die Berechnung der Betriebsaufwände können dabei voneinander unabhängige, unterschiedliche Lastfälle angesetzt werden. Dies ermöglicht, die Betriebsaufwände entweder für eine fallspezifisch optimale Auslegung zu ermitteln oder aber auch die Auswirkung einer Über- oder Unterdimensionierung zu berücksichtigen.

Im Hinblick auf die spätere Anpassbarkeit der anvisierten Konzepte wäre es zusätzlich sinnvoll, die Möglichkeiten des Um- und Rückbaus bereits in der Planungsphase zu betrachten und in die Bewertung

mit einzubeziehen. Eine entsprechende Erweiterung der Datenbasis in den Verfahrensmodulen um Daten zum Rück-/Umbau ist nach der beschriebenen Methodik möglich.

Zur Identifizierung von Re-Use-Potenzialen in der frühen Planung ist die Betrachtung einzelner relevanter Lastfälle in der Regel ausreichend. Die Lastfälle sollten so gewählt werden, dass zum einen der typische/durchschnittliche Betrieb abgebildet wird und zum anderen mögliche (temporäre) Engpässe bzw. besondere Belastungssituationen erkannt werden können (siehe hierzu auch Kapitel 5.2.3). Aufgrund der Betrachtung eines Industrieparks mit verschiedenen Betriebsstätten ergibt sich der Detailgrad der Lastfallbetrachtung bereits bei der Definition der Nutzer. Hier besteht die Möglichkeit, Betriebspausen oder bestimmte Produktionszyklen mit in die Betrachtung zu integrieren. Je nach Fragestellung – bspw. Aufnahme einer weiteren Branche in den Versorgungsverbund – kann die Modellierung und Bewertung auch auf Basis mittlerer Jahresdurchschnitte erfolgen. Für die Dimensionierung der Aufbereitungsverfahren ist die benötigte Aufbereitungskapazität (Minimum, Maximum, optimaler Betriebspunkt) gesondert festzulegen, um Bemessungslastfälle für die einzelnen Aufbereitungsverfahren abzuleiten und die Auslegung entsprechend anzupassen. Das genaue Vorgehen zur Definition der Lastfälle muss fallspezifisch angepasst werden, da die Wahl der Lastfälle wesentlich von der Dynamik des betrachteten Systems abhängt (verursacht durch Kampagnenbetrieb, Revisionszeiten, saisonale Effekte usw.). Wichtig ist, dass für die Deckung des Wasserbedarfs sowie die Bereitstellung ausreichender Ableitungskapazität kritische Bedingungen enthalten sind. Zur Vereinfachung können auch einer oder mehrere gesonderte Bewertungslastfälle definiert werden, die bspw. anhand von Mittelwerten (oder anderen repräsentativen Größen) mehrere Lastfälle zusammenfassen.

2.2 Grundprinzip des Stoffstrommodells

Innerhalb des in WaRelp entwickelten Planungsbaukastens dient das Stoffstrommodell der Berechnung variantenspezifischer Sachdaten verschiedener Wasserwiederverwendungskonzepte (vgl. Kapitel 3.5), wie z. B. Wassermengen und -qualitäten, Anlagengrößen und Betriebsdaten (Energiebedarf, Betriebsmittelbedarf usw.). Die berechneten Daten bilden die Grundlage für die anschließende Konzeptbewertung.

2.2.1 Genereller Aufbau und Schnittstellen des Stoffstrommodells (Modellstruktur)

Im Folgenden wird die grundsätzliche Struktur des Stoffstrommodells vorgestellt. Ausgehend von der hier beschriebenen Grundstruktur kann das Modell für die jeweilige Anwendung konkretisiert und in einer beliebigen geeigneten Softwareumgebung implementiert werden – siehe Tabelle 1 für eine exemplarische Auflistung in Frage kommender Software. Die Modellstruktur wird im Folgenden in SysML dargestellt. Die verwendeten Diagrammtypen und Modellelemente sind im Anhang kurz erläutert. Beispiele für ausgearbeitete Module finden sich im Kapitel 3.

Tabelle 1 Beispiele für Software, die zur Implementierung des entwickelten Stoffstrommodells genutzt werden kann

Typ	Softwaretools (Beispiele)
Fließschema-Simulation	SIMBA#, Modelica, Simulink
Tabellenkalkulation	MS Excel, OpenOffice Calc
objektorientierte Programmierung	Python, Matlab

Das Stoffstrommodell basiert auf einem klassischen Fließschemasimulationsansatz. Die verschiedenen Wassernutzungen, -quellen und -senken sowie die Aufbereitungsverfahren werden durch sogenannte Module beschrieben, in denen die entsprechenden Hintergrunddaten und wesentliche Zusammenhänge zur Berechnung der benötigten Ausgangsdaten hinterlegt sind. Die Module können flexibel zu unterschiedlichen industrieparkweiten Wassermanagementkonzepten verknüpft werden (Baukastenprinzip), um die für die Bewertung benötigten Daten zu berechnen. Diese sind im Wesentlichen:

Daten zu Stoffströmen

- Frischwasserbedarf/Bedarf an extern bezogenem Wasser
- Ablaufwerte (Menge und Qualität abgeführter Wasserströme)
- Schlamm- und Konzentratanfall
- direkte gasförmige Emissionen

Daten zu Aufbereitungsverfahren

- Anlagengröße
- Betriebsmittelbedarf
- Energiebedarf (Strom, Wärme).

Die berechneten Daten können sowohl für das Gesamtkonzept aggregiert betrachtet werden (z. B. Gesamtbedarf an Trinkwasser, Gesamtenergiebedarf) als auch modulbezogen (z. B. Energiebedarf der Ultrafiltration im spezifischen Anwendungsfall). Die Verwendung statischer Modelle¹ in den Modulen ist ausreichend, um vielversprechende Konzepte zu entwickeln und deren Machbarkeit zu sondieren. Durch Variation der Eingangsdaten können verschiedene Betriebszustände, z. B. unterschiedliche Lastfälle, simuliert werden (vgl. Abschnitt 2.1).

Es werden drei Arten von Modulen unterschieden:

- **Nutzungsmodule** beschreiben die Wassernutzer im Industriepark (Produktionen, Infrastruktur). Sie enthalten Informationen zu den jeweils abzuführenden Wasserströmen und dem Wasserbedarf. Hier können bei anderen Fragestellungen z. B. auch weitergehende Informationen zum Produktionsprozess aufgenommen werden.
- **Input/Output (IO)-Module** beschreiben (externe) Möglichkeiten zur Wasserversorgung und Wasserableitung (Quellen und Senken).
- **Verfahrensmodule** beschreiben Wasseraufbereitungsverfahren² und enthalten Informationen zu deren Dimensionierung und zum Betrieb.

In jedem Modul sind wesentliche Zusammenhänge zur Berechnung der o. g. Ausgangsdaten anhand fallspezifischer bzw. typischer Eingangsdaten (Modellparameter) in Form von Berechnungsalgorithmen hinterlegt. Bei den Eingangsparametern der Module wird grundsätzlich unterschieden zwischen:

- fallspezifischen Werten, die vom Benutzer angegeben werden müssen (z. B. ortsspezifische Verluste, geodätische Höhe);
- festzulegenden Werten, für die typische Wertebereiche angenommen werden können (z. B. Feststoffgehalt in der Belegung);

¹ Mit statischen Modellen (rein algebraisch, keine Differenzialgleichungen) können keine durch zeitliche Veränderungen der Eingangsdaten hervorgerufene Übergangszustände berechnet werden; bei konstanten Eingangsdaten sind auch die Ausgabewerte stets konstant und unabhängig vom vorherigen Zustand.

² Mit Blick auf die im Projekt fokussierte Fragestellung werden die Wasseraufbereitung, die Aufbereitung zum Wiedereinsatz und die Abwasserbehandlung zur Ableitung unter „Wasseraufbereitung“ zusammengefasst (siehe auch Kapitel 2.1).

- Parametern, die nur im Ausnahmefall von dem hinterlegten typischen Wert abweichen und damit in der Regel unverändert bleiben (z. B. Sauerstoffübergang).

Für die beiden letztgenannten Gruppen sind zur Vereinfachung der Modellnutzung bereits Standardwerte in den Modulen hinterlegt.

Zwischen miteinander verknüpften Modulen werden Daten zur Wassermenge und -qualität über den sogenannten **Stoffstromvektor** weitergegeben, der in Abschnitt 2.2.2 genauer beschrieben wird. Das Prinzip der Verknüpfung von Modulen über den Stoffstromvektor ist in Bild 5 veranschaulicht.

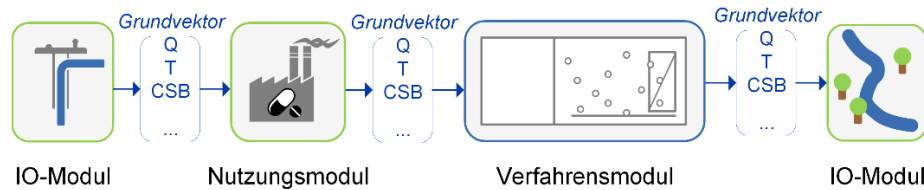


Bild 5 Schematische Darstellung der Verknüpfung von Modulen im Stoffstrommodell

2.2.2 Stoffstromvektor

Die Datenübergabe zwischen den Modulen der Verfahrenskette erfolgt innerhalb des Modells einheitlich über den Stoffstromvektor, der in WaRelp im wesentlichen Angaben zur Wassermenge und –qualität enthält und mit Blick auf die fallspezifische Fragestellung auch um weitere Informationen ergänzt werden kann (vgl. Bild 5). Die Daten aus dem Stoffstromvektor werden z. B. zur Überprüfung der Einhaltung von Qualitäts- und Mengenanforderungen herangezogen und innerhalb der Verfahrensmodule zur Berechnung der Ablaufqualität und der Betriebsdaten genutzt.

Bei der Wahl der im Stoffstromvektor enthaltenen Qualitätsparameter sind folgende Aspekte zu beachten:

- Der Stoffstromvektor muss die für die Verfahrensmodellierung benötigten Informationen enthalten.
- Der Stoffstromvektor muss die für die Bewertungsgrößen benötigten Treiber enthalten.
- Die zu beachtenden Qualitätsanforderungen müssen mit den enthaltenen Qualitätsparametern beschrieben werden können.
- Die Parameter sollten je nach Fragestellung messbar, leicht verfügbar oder plausibel abschätzbar sein.

Im Kontext der industrieparkweiten Wasserwiederverwendung ergeben sich aus den o. g. Anforderungen einige Herausforderungen:

- In der Abwassertechnik geläufige Parameter, typische Qualitätsparameter für Frischwasser und Qualitätsstandards für Re-Use-Wasser umfassen oft unterschiedliche Parameter. Für die Vektordefinition gilt es ausreichend charakterisierende Parameter mitzuführen, um wichtige Qualitätsunterschiede zu berücksichtigen, aber gleichzeitig nicht den Vektor so auszuweiten, dass für die einzelnen Parameter keine Kenntnisse über deren Beeinflussung durch die Aufbereitungsverfahren vorliegen.
- Bei der Beschreibung von Verfahren werden oft nur diejenigen Qualitätsparameter untersucht, auf die die Aufbereitung abzielt. Inwiefern andere Qualitätsparameter beeinflusst werden ist oft nicht bekannt und/oder abhängig von der Wassermatrix.

- Die Wahl des Fraktionierungsansatzes für Summenparameter ist in der Regel je nach Verfahren unterschiedlich, was eine allgemeingültige und eindeutige Auswahl der Fraktionen erschwert. Um dem zu begegnen besteht die Möglichkeit, die Fraktionierung des Summenparameters in die Verfahrensmodulbeschreibung hineinzuziehen und so individuell variieren zu können. Der verbindende Vektor führt dann nur den Gesamtwert.

Je nach Anwendungsfall kann es notwendig sein, den Stoffstromvektor für einzelne Teilfragestellungen zu ergänzen (oder zu vereinfachen). Dazu bestehen verschiedene Möglichkeiten:

- Qualitätsparameter, die nur vereinzelt relevant sind und nicht durchgängig betrachtet werden müssen (oder können), können durch Annahmen oder Festlegungen bei den einzelnen Modulen ergänzt werden (vgl. Hygieneparameter im Anwendungsbeispiel Modellindustriepark, Abschnitt 3.5) und müssen nicht über das gesamte Modell mitgezogen werden.
- Werden Qualitätsparameter ab einem gewissen Punkt entlang der Aufbereitung relevant, können die entsprechenden Parameter ab diesem Punkt ergänzt werden.
- Sind unterschiedliche Qualitätsparameter für verschiedene Teilbereiche der Aufbereitungskonzepte relevant, z. B. für hohe Wasserqualitäten und -anforderungen sowie geringere Wasserqualitäten- und -anforderungen, können eigene Stoffstromvektoren für die Teilsysteme definiert werden. Sofern ein Wasserstrom von einem in das andere Teilsystem übergeht (bspw. Aufbereitung von geringer zu hoher Qualität), ist es dann nötig, den Stoffstromvektor entsprechend zu konvertieren bzw. die Wasserqualität am Übergangspunkt zu definieren.

Neben der Ergänzung von Parametern ist genauso auch eine Vereinfachung/Verkleinerung des Vektors möglich.

Der in WaRelp definierte Grundvektor, der vor allem für geringe bis mittlere Qualitätsanforderungen geeignet ist, ist in Kapitel 3.1 beschrieben.

2.2.3 Nutzungsmodule

Nutzungsmodule beschreiben den Wasserbedarf und die Wasserabgabe von industrieparkinternen Wassernutzern. Bei den beschriebenen Nutzern kann es sich sowohl um Produktionsstätten/Betriebe als auch infrastrukturelle Nutzungen handeln, wie z. B. Grünflächenbewässerung oder Sanitäranlagen. Im Kontext der industrieparkweiten Betrachtung ist es sinnvoll, ganze Betriebe oder Produktionsstätten zusammengefasst zu betrachten.

Der grundsätzliche Aufbau eines Nutzungsmoduls ist in Bild 6 und Bild 7 dargestellt. Nutzungsmodule können eine beliebige Anzahl ein- und ausgehender Wasserströme aufweisen. Insbesondere für die Beschreibung von Produktionsstandorten ermöglicht dies, Teilströme verschiedener Qualitäten zu differenzieren, ohne dass eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Prozesse erforderlich ist. Im Nutzungsmodul hinterlegt ist die jeweils benötigte bzw. anfallende Wasserqualität zusammen mit den entsprechenden Wassermengen (als Anfall oder Bedarf). Um die Übertragbarkeit der Daten auf die Anwendung für bspw. unterschiedliche Standortmodelle zu gewährleisten, müssen die ein- und ausgehenden Wassermengen als spezifische Kennzahlen über prozessbeschreibende Bezugsgrößen skalierbar sein. Übliche Bezugsgrößen für den Industriebereich sind hier z. B. t Produkt oder t Rohstoff umgesetzt. Für Nebenprozesse in den Betrieben wie z. B. die Kantinen oder die Sanitärbereiche können auch Bezugsgrößen wie die Mitarbeiterzahl Verwendung finden oder für die Berechnung von Grünanlagen m^2 Grünfläche. Aus diesen spezifischen Werten wird anhand der fallspezifisch festzulegenden Größe (also z. B. t Produkt/d, m^2 Grünfläche oder Anzahl Mitarbeiter) im Modell lastfall- und szenarienabhängig die Wassermenge (in m^3/d) berechnet. Ähnlich sind auch für die Qualitätsangaben die Verschmutzung

abzugebender Produktionsabwässer nicht als Konzentrationen, sondern als spezifische Frachten bezogen auf die Produktmenge anzugeben, da die Konzentration oft von der Wassereffizienz der Produktion abhängt. Die resultierende Konzentration wird dann im Modell aus der Abwassermenge und der Schmutzfracht fallspezifisch berechnet. Qualitätsanforderungen sind hingegen i. d. R. als Konzentration anzugeben; ihre Einhaltung wird im Modell überprüft, da sie als Zielgröße für die Erstellung der Verfahrensverschaltungen und Auswahl der Aufbereitungsstufen dienen. Hierbei kann es sich um allgemein definierte Anforderungen wie z. B. für Kühlwasser handeln oder auch um prozess- oder anlagenspezifische Anforderungen wie z. B. Trübung oder Feststoffkonzentration.

In den Nutzungsmodulen werden zudem relevante Lastfälle hinterlegt, die sich bspw. aus Kampagnenbetrieb, Betriebsferien/Revisionszeiten oder saisonalen Einflüssen (bspw. unterschiedlicher Wasserbedarf für Bewässerung und Straßenreinigung je nach Jahreszeit) ergeben. Dabei sind pro Lastfall die spezifischen Mengen aller im Modul abgebildeten Teilströme zu definieren, um die auftretenden Kombinationen der Teilstrommengen korrekt abzubilden. Weiterhin ist die Dauer bzw. der zeitliche Anteil der Lastfälle (bspw. in d/a) anzugeben. Die Beschreibung der Lastfälle im Modulsteckbrief sollte zudem Informationen dazu enthalten, in welcher zeitlichen Abfolge (bspw. am Stück oder in mehreren kürzeren Zeitabschnitten usw.) und in Abhängigkeit welcher Faktoren (bspw. Jahreszeit) die Lastfälle auftreten.

Welche Zeiträume und Lastfälle für die Gesamtkonzeptbetrachtung relevant sind, muss aus der Zusammenstellung der Nutzungsmodule fallspezifisch abgeleitet werden (siehe hierzu auch Kapitel 5.2.3). Dabei ist auch die Definition zusätzlicher Lastfälle für die Bewertung, wie bspw. Jahresmittelwerte, möglich.

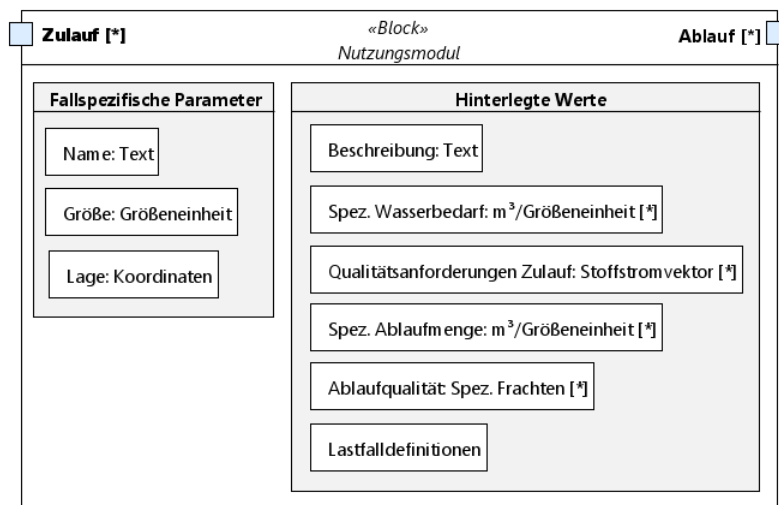


Bild 6 Struktur und wesentliche Parameter eines Nutzungsmoduls (*Internes Blockdiagramm*)

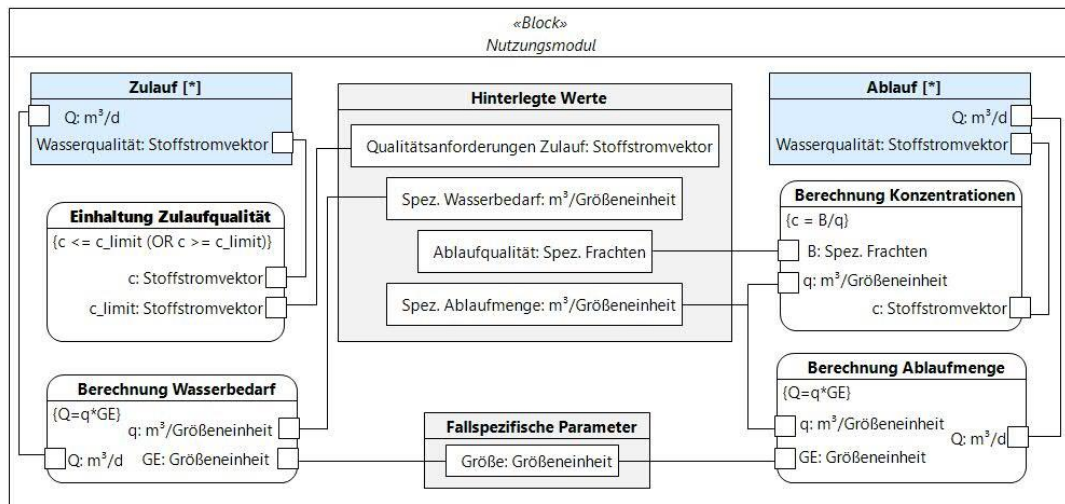


Bild 7 Datenfluss und Berechnungen im Nutzungsmodul (Zusicherungsdiagramm)

2.2.4 Input/Output-Module

Input/Output (IO)-Module beschreiben potenzielle Wasserquellen und –abgabemöglichkeiten (Senken). Beispiele für IO-Module sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Im Gegensatz zu Nutzungsmodulen definieren IO-Module keinen Wasseraufnahme- oder -abgabebedarf, der bedient werden muss, sondern eine in beliebigem Maße nutzbare Aufnahme- bzw. Abgabekapazität.

Tabelle 2 Beispiele für IO-Module

Typ	Beispiele
externe Wasserversorgung (Quellen)	Oberflächenwasser, Grundwasser, Niederschlagswasser, externe Trinkwasserversorgung, kommunales Re-Use-Wasser
externe Möglichkeiten zur Wasserableitung (Senken)	Direkteinleitung in Oberflächengewässer, Indirekteinleitung zur Mitbehandlung in kommunaler Kläranlage, kommunale Wiedernutzung

Der grundsätzliche Aufbau eines IO-Moduls ist in Bild 8 und Bild 9 dargestellt. IO-Module können über eine beliebige Anzahl ein- und ausgehender Wasserströme verfügen. In den meisten Fällen (vgl. Beispiele in Tabelle 2) ist jedoch nur ein einzelner eingehender oder ausgehender Wasserstrom vorhanden. Im Modul hinterlegt sind die Qualitätsanforderungen für die abzuleitenden Wasserströme, die durch das Modul aufgenommen werden sollen, bzw. die Qualität des zur Verfügung gestellten Wassers. Die jeweilige maximale Aufnahme- bzw. Abgabekapazität ist fallspezifisch festzulegen. Analog zu den Nutzungsmodulen ist auch hier die Definition zeitlich variabler Kapazitäten möglich, bspw. um saisonal abhängige Niederschlagsmengen zu erfassen. Die Einhaltung der Qualitätsanforderungen sowie der Abgabe- bzw. Aufnahmekapazität wird in der Modellrechnung überprüft.

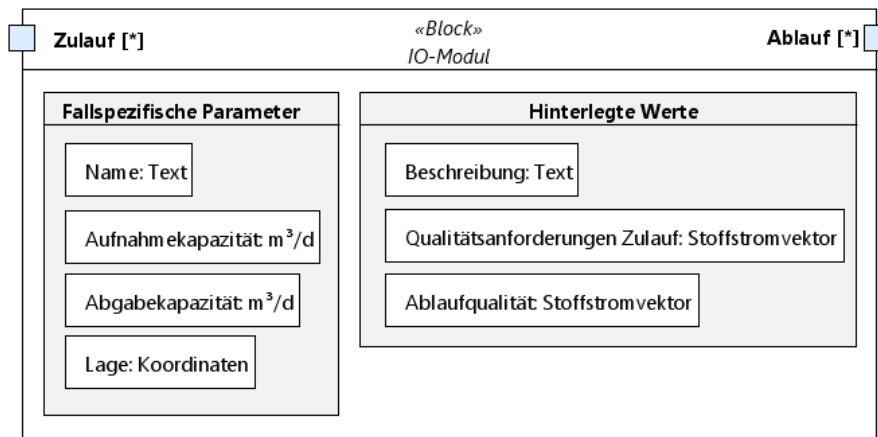


Bild 8 Struktur und wesentliche Parameter eines IO-Moduls (*Internes Blockdiagramm*)

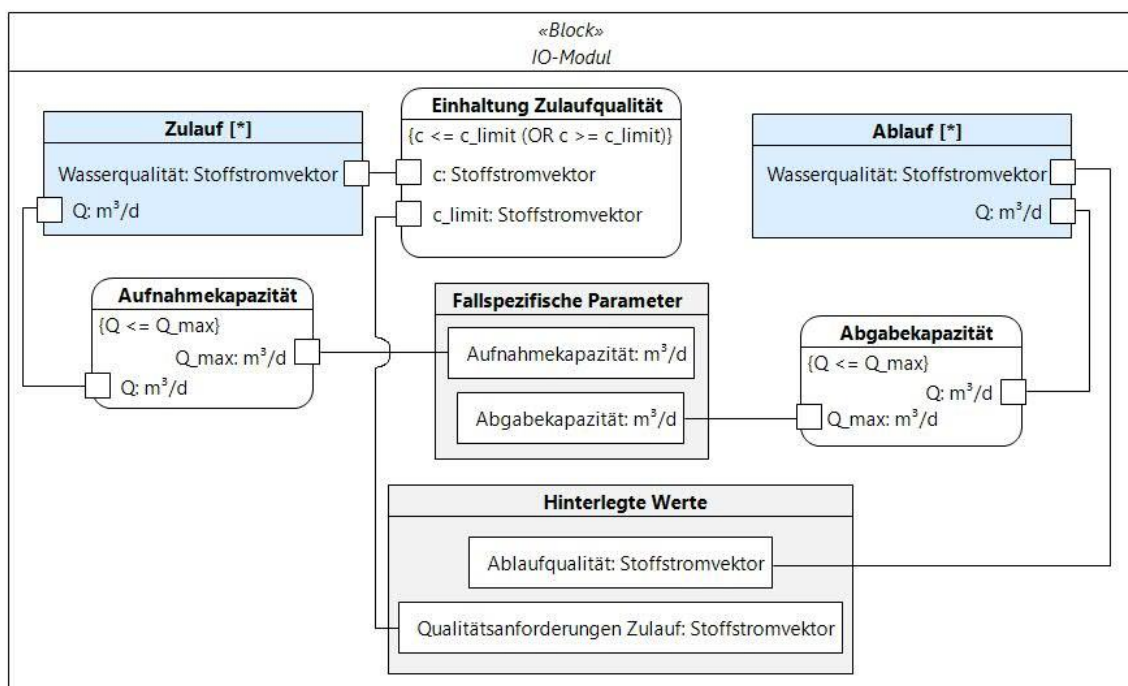


Bild 9 Datenfluss und Berechnungen im IO-Modul (*Zusicherungsdiagramm*)

2.2.5 Verfahrensmodule

Verfahrensmodule beschreiben Wasseraufbereitungsverfahren hinsichtlich ihrer Dimensionierung und ihres Betriebs. Zur Dokumentation der Verfahrensmodule gehört ein Verfahrenssteckbrief, der wesentliche Informationen zur Funktionsweise, Auslegung und Betrieb zusammenfasst und Hinweise zur Wahl der Modulparameter enthält (vgl. Kapitel 3.4).

Die Grundstruktur der Verfahrensmodule ist in Bild 10 und Bild 11 dargestellt. Die Module haben einen Zu- und Ablauf für das aufzubereitende Wasser; über den Stoffstromvektor können sie mit anderen Modellmodulen verknüpft werden³. Betriebsaufwände und Ablaufwerte werden anhand des jeweiligen

³ Weitere erzeugte oder benötigte Stoffströme (Hilfsstoffe, Reststoffe, Konzentrate, Emissionen etc.) haben keine eigenen Ports, da die Daten nicht an andere Module weitergegeben werden (vgl. Kapitel 2.1).

über den Lastfall bzw. das Szenario definierten Zulaufs berechnet; für die Bemessung wird ein spezifischer Lastfall definiert und im Modul hinterlegt. Auf diese Weise können Betriebsdaten für verschiedene Lastfälle und Szenarien bei einer festen Anlagendimensionierung berechnet werden. Alternativ erlaubt die Methodik aber auch mit jeweils optimal an das betrachtete Szenario angepassten Verfahrensdimensionen verschiedene Konzepte miteinander zu vergleichen.

Methodisch funktioniert dies so, dass im Verfahrensmodul ein (vereinfachter) Bemessungsalgorithmus hinterlegt ist, mit dem anhand des jeweils spezifizierten Bemessungslastfalls die benötigte Anlagengröße berechnet wird. Aus der abgeschätzten Anlagengröße kann der Platz- und Materialbedarf abgeleitet werden. Gleichzeitig enthalten die Verfahrensmodule ein beliebig komplexes Prozessmodell, das auf Parameter des Basisvektors Bezug nimmt, um die Ablaufwerte (Wassermenge und -qualität) aus den jeweiligen Zulaufwerten zu berechnen und die für die Aufbereitung benötigten Betriebsmittel, Verbräuche und Emissionen – je nach hinterlegter Komplexität und gewünschtem Detailgrad der für die Bewertung benötigten Eingangsdaten – belastungsabhängig berechnet.

Des Weiteren können Voraussetzungen für die Anwendbarkeit und Eignung des Verfahrens hinterlegt werden. Diese können sich auf zulässige Zulaufwerte beziehen, aber bspw. auch auf praktikable Anlagengrößen oder Betriebsbedingungen. Bei Nichteinhaltung der Voraussetzungen erhält der Benutzer eine Warnung (idealerweise mit Hinweisen auf mögliche Lösungen oder Alternativen).

Für die einzelnen Verfahrensmodule sind anwendungsunabhängige und damit direkt übertragbare Parameter hinterlegt. Dies ermöglicht eine Erprobung des Verfahrens im Rahmen von Konzeptstudien ohne zunächst vertiefte Verfahrenskennntnis aufbauen zu müssen. Durch Verfahrensexperten im Rahmen der Modulbeschreibung ausformuliert sind insbesondere:

- Bemessungsparameter
- Reinigungsleistung in Abhängigkeit der Ausgangsqualität
- leistungsabhängiger Betriebsmittelbedarf
- leistungsabhängiger Energiebedarf
- Parameter zur Abschätzung des Platzbedarfes
- Voraussetzungen für die grundsätzliche Eignung des Verfahrens und Anwendungsgrenzen

Fallspezifisch in Abhängigkeit der eigenen Fragestellung sind der Bemessungslastfall sowie ggf. zu einem späteren Planungszeitpunkt eine genauere Spezifizierung der Verfahrensausführung festzulegen.

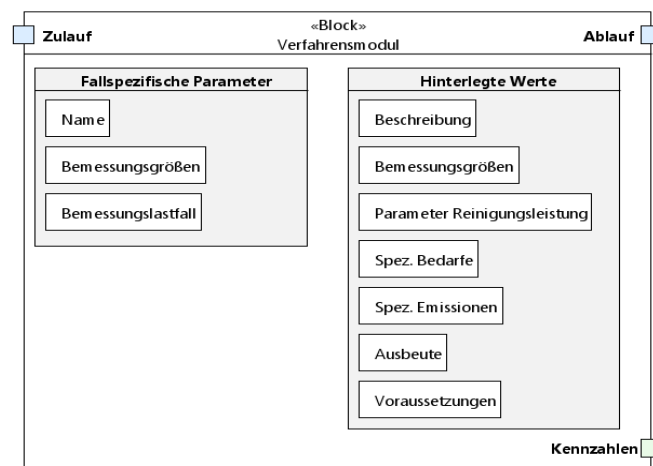


Bild 10 Struktur und wesentliche Parameter eines Verfahrensmoduls (*Internes Blockdiagramm*)

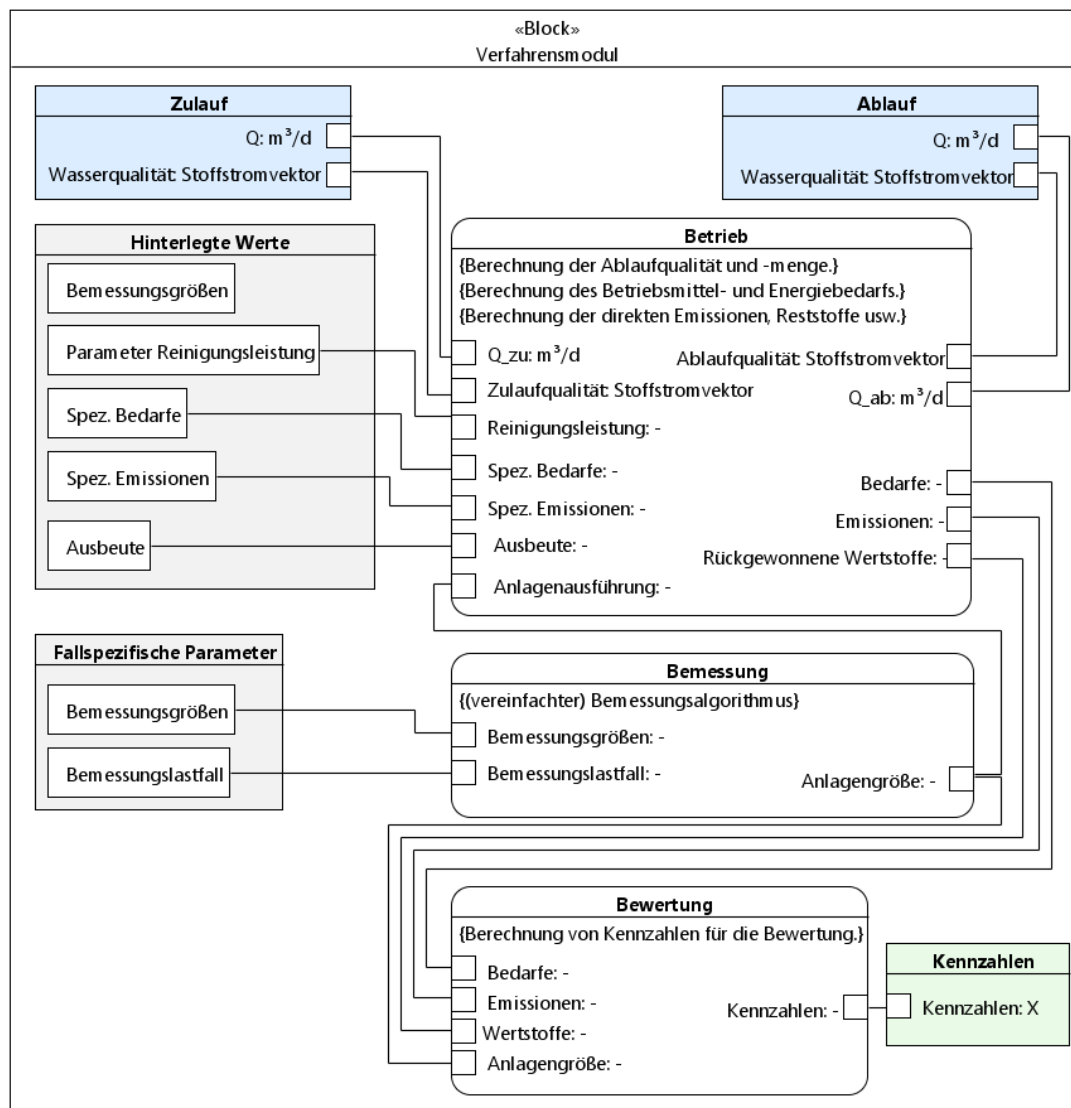


Bild 11 Datenfluss und Berechnungen im Verfahrensmodul (Überprüfung der Einhaltung der Voraussetzungen zur Anwendung des Verfahrens ist hier zur Vereinfachung nicht dargestellt) (*Zusicherungsdiagramm*)

In der frühen Planung ist es in der Regel zunächst ausreichend, einfache Prozessmodelle zu verwenden. Durch die modulare Modellstruktur können Module mit einfachen Modellen im weiteren Planungsprozess gegen Module mit komplexeren Modellen ersetzt werden. Bei den in der Modulbeschreibung hinterlegten Prozessalgorithmen kann es sich im einfachsten Fall um erfahrungsbasierte Kennzahlen, wie z. B. typische prozentuale Wirkungsgrade usw. handeln. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Übertragbarkeit solcher Kennzahlen aufgrund der Vielfalt industrieller (Ab-)Wassercharakteristika und Anwendungsspezifika meist nur eingeschränkt übertragbar ist. Für klar abgegrenzte und bekannte Wirkzusammenhänge kann dieser einfache Aufbau dennoch bereits sehr gut genutzt werden, um Fragen modelunterstützt zu beantworten, die ihren Fokus nicht auf die Aufbereitungstechniken legen, wie z. B. die Bewertung verschiedener Nutzerzusammensetzungen eines Industrieparks oder den Einfluss von Stillstandzeiten einzelner Betriebe und/oder Aggregate. Die Prozessalgorithmen müssen also so gestaltet sein, dass die wesentlichen fallspezifischen Einflussfaktoren, die zu einer Veränderung der Bewertungsgrößen führen, berücksichtigt werden. Gleichzeitig sollten die Modelle aber auch so einfach wie möglich zu nutzen und zu verstehen sein, um zum einen die Anwendung zu erleichtern, zum anderen aber auch um nach Möglichkeit eine ähnliche Sicherheit bei der Berechnung der Bewertungsgrößen zu gewährleisten.

zu erreichen⁴. Insbesondere in der frühen Planung soll hierdurch eine breitgefächerte Erkundung verschiedener Lösungen niedrigschwellig möglich sein. Hier ist durch die Beschreibung des Anwendungsrahmens und der Einsatzgrenzen der verwendeten Algorithmen in den ergänzend zu den Modellmodulen zu hinterlegenden Steckbriefen eine gute Möglichkeit gegeben, den Nutzer zu informieren, sodass nicht zu komplexe Prozessmodelle eingebunden werden müssen. Die Nutzung komplexerer Modelle ist in späteren Planungsphasen wiederum vorteilhaft, wenn für die zusätzlichen Eingangsparameter anwendungsspezifische Daten vorliegen, die zu einer Konkretisierung der berechneten Ergebnisse gegenüber den mit einfacheren Modellen berechneten Werten führen – bspw. wenn Verfahrensdetails einer in der Konzeptphase ausgewählten Verfahrensstufe festzulegen sind (z. B. Art der Belüfter in der Biologie).

Der Detailgrad, in dem die Verfahren abgebildet werden, kann somit abhängig von der Planungsphase gewählt werden. Für die erste Erstellung von Verfahrensketten ist es in der Regel ausreichend, wenn die Verfahrensmodule den jeweiligen Verfahrenstyp (z. B. aerobe biologische Stufe) beschreiben, ohne dass Details der Verfahrensausführung (z. B. Art des Belüftungssystems) spezifiziert werden müssen. Auch hier ist dann abzuwägen, welche Relevanz die Wahl der Verfahrensausprägung für die anstehenden Entscheidungen hat und inwieweit weitere Vereinfachungen getroffen werden können (siehe hierzu auch die Anmerkungen zur Modellunsicherheit in Abschnitt 5.2). Ausschlaggebend ist, dass Unterschiede zwischen den zur Auswahl stehenden Verfahren im Hinblick auf das Optimierungsziel und die Bewertungskriterien vorhanden sind und somit in der Simulation abgebildet werden.

2.2.6 Schnittstelle Stoffstrommodell - Bewertungsmethoden

Damit die für die jeweilige Bewertungsmethode typischen Kennzahlen anhand der vom Stoffstrommodell ausgegebenen Daten berechnet werden können, müssen die ausgegebenen Daten und die für die Bewertung benötigten Eingangsdaten aufeinander abgestimmt sein.

Dabei ist eine Unterscheidung der Eingangsdaten der Bewertung in Szenariodaten und variantenspezifische Daten hilfreich:

- Szenariodaten sind für alle Varianten gleich (Preise, Energiemix usw.),
- variantenspezifische Daten machen die Unterschiede zwischen den zu vergleichenden Varianten aus (z. B. Energiebedarf, Betriebsmittelbedarf).

Die variantenspezifischen Daten werden durch das Stoffstrommodell bereitgestellt. Szenariodaten können außerhalb des Modells in der Bewertungsmethode selbst festgelegt werden und sind damit nicht Teil der Schnittstelle.

Innerhalb der Bewertungsmethoden ist es wichtig, die Berechnung der Bewertungskennzahlen anhand der ausschlaggebenden Kenngrößen (Haupttreiber) vorzunehmen, um die Unterschiede zwischen verschiedenen Varianten realistisch abzubilden. Diese wesentlichen Kenngrößen/Haupttreiber bilden die Eingangsdaten für die Bewertung und werden vom Stoffstrommodell berechnet (oder sind in den Modulen hinterlegt). Dabei handelt es sich um folgende Größen:

- externer Wasserbedarf (Art und Menge)
- abgeleitetes Wasser (Menge und Qualität)

⁴ Wird z. B. für die Bewertung der CO₂-Footprint herangezogen, der für das Verfahren der biologischen Reinigung zum einen durch den im Detail bekannten Energieverbrauch dominiert wird und zum anderen durch die nur grob abgeschätzten THG-Emissionen, kann es durch die unterschiedlichen Unsicherheiten der Eingangsgrößen zu einer Fehlbewertung der Verfahren kommen. Hier empfiehlt es sich die unsicheren Faktoren in einer Sensitivitätsstudie separat zu betrachten (vgl. Kapitel 5.2).

- Konzentrat- und Schlammanfall
- sonstige Emissionen
- Betriebsmittelbedarf (Art, Menge)
- Energiebedarf (Strom, Wärme)
- Personalaufwand
- Anlagengrößen (Material-, Platzbedarf)
- Lebensdauer Aggregate.

Die Nutzung der Daten in der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung (TP 6.1, IEEM) und Ökobilanzierung (TP 6.2, TUD/SUR) ist in den jeweiligen Schlussberichten näher erläutert. Grundsätzlich sind die bereitgestellten Daten als Eingangsdaten für gängige Bewertungsmethoden geeignet. Sollten bei Nutzung anderer Bewertungskriterien und -methoden weitere Daten erforderlich sein, können die Verfahrens- und IO-Module um deren Berechnung ergänzt werden.

Alternativ zur nachgelagerten Bewertung ist es ebenfalls möglich, Bewertungsfaktoren wie z. B. Preise, CO₂-Äquivalent-Emissionen u. ä. in den Modulen des Stoffstrommodells zu hinterlegen und die Berechnung von Bewertungsgrößen damit direkt in die Simulation zu integrieren.

3 Konkretisierung und Beispielanwendung des Planungsbaukastens

Im Folgenden werden konkrete Beispiele für ausformulierte Modellmodule des Stoffstrommodells (siehe auch Kapitel 2.2) vorgestellt. Die Anwendung des Planungsbaukastens wird am Ende des Kapitels anhand des Modellindustrieparks aus dem Projekt WaRelp illustriert. Eine Erläuterung des Grundkonzeptes des Planungsbaukastens sowie der dem Stoffstrommodell zugrundeliegenden Modellstruktur findet sich im vorangehenden Kapitel 2.

Die Definition der im Folgenden beschriebenen Modellmodule basiert auf Literaturdaten, die im Rahmen der Bearbeitung von TP 4 beispielhaft zusammengestellt wurden. Daten zu weiteren für die industrielle Wasserwiederverwendung relevanten Verfahren, aus denen zusätzliche Verfahrensmodule generiert werden können, wurden im TP 1 (Zusammenstellung von Literaturdaten und Überführung in Verfahrensmodule in Form eines Excel-Tools) sowie TP 2 (Experimentelle Untersuchung verschiedener Verfahren) erhoben. Weitere Informationen zu den Hintergrunddaten der Wassernutzung, die den Nutzungs- und IO-Modulen zu Grunde liegen, sowie zum Modellindustriepark können dem Schlussbericht der TUD entnommen werden.

Um die Übertragung in andere Softwaretools zu vereinfachen, werden die Modelle im Rahmen des Berichtes softwareunabhängig erläutert. Im Rahmen von WaRelp erfolgte die Modellimplementierung in der Simulationssoftware SIMBA#.

3.1 Stoffstromvektor

Der in WaRelp definierte Grundvektor eignet sich insbesondere für Anwendungen mit niedrigen oder mittleren Wasserqualitäten, bei denen keine hohen Anforderungen bzgl. bspw. Salzgehalt oder Wasserhärte bestehen. Er enthält die in Tabelle 3 angegebenen Parameter. Bei den gewählten Größen handelt es sich um typische Abwasserparameter, die in der Regel verfügbar oder mit relativ geringem Aufwand messbar sind. Der Einfluss biologischer Aufbereitungsverfahren sowie der Entfernung von Feststoffen kann anhand der gewählten Parameter einfach beschrieben werden. Weitere Parameter, die aus den enthaltenen Größen abgeleitet werden können, sind z. B.:

- partikulärer CSB: $X_{CSB} = C_{CSB} - S_{CSB}$
- gelöster biologisch abbaubarer CSB: $S_{CSB,abb} = S_{CSB} - S_{CSB,inert}$
- organischer Stickstoff = $KN - NH_4-N$
- Gesamtstickstoff $N_{ges} = KN + NO_3-N$

In der Modellierung ist zu beachten, dass folgende Zusammenhänge zwischen den Parametern konsistent bleiben müssen:

- $C_{CSB} \geq S_{CSB}$
- $S_{CSB} \geq S_{CSB,inert} + S_{CSB,la}$
- $KN \geq NH_4-N$
- $P_{ges} \geq PO_4-P$

Tabelle 3 Parameter des in WaRelp genutzten Stoffstromvektors

Symbol	Parameter	Einheit
Q	Volumenstrom	m³/d
T	Temperatur	°C
C _{CSB}	Gesamt-CSB	mg/L
S _{CSB}	gelöster CSB	mg/L
S _{CSB,la}	biologisch leicht abbaubarer CSB	mg/L
S _{CSB,inert}	gelöster, biologisch nicht abbaubarer CSB	mg/L
KN	Kjehldahl-Stickstoff	mg N/L
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff	mg N/L
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff	mg N/L
PO ₄ -P	Phosphat-Phosphor	mg P/L
P _{ges}	Phosphor gesamt	mg P/L
AFS	abfiltrierbare Stoffe (Feststoffgehalt)	mg/L

Bei Bedarf kann der Stoffstromvektor um fallspezifisch relevante Größen erweitert werden. Diese müssen dann auch in der Ausformulierung der Modellmodule berücksichtigt werden. Nicht enthaltene Größen, die je nach Anwendungsfall ebenfalls relevant sein können, sind z. B. pH, Härte, Säurekapazität, Salzgehalt/Total Dissolved Solids/Leitfähigkeit, Konzentration von Schwermetallen und einzelnen Schadstoffen, Hygieneparameter. Alternativ können auch einzelne Parameter nur für eine Verfahrensstufe mit aufgenommen und für die Bewertung ausgegeben bzw. für die Berechnung der Aufwände dieser Stufe berücksichtigt werden. Ebenso ist auch eine Vereinfachung des Vektors möglich, wenn nicht alle darin enthaltenen Qualitätsparameter benötigt werden.

3.2 Nutzungsmodule

In WaRelp wurden Nutzungsmodule für verschiedene Produktionen sowie infrastrukturelle Wassernutzungen in Industrieparks ausformuliert. Typische Wasserqualitäten, die für mehrere Nutzungen relevant sind, wurden global definiert. Dabei handelt es sich um DI-Wasser, Trinkwasser, Kühlwasser und Brauchwasser bzw. Re-Use-Wasser. Für diese Wasserqualitäten müssen daher keine Qualitätsangaben mehr durch den Anwender festgelegt werden.

3.2.1 Produktionen

Die grundsätzliche Modulstruktur ist für alle Produktionen identisch und in Bild 12 schematisch dargestellt. Jedes Modul hat Ports für DI-Wasser, Trinkwasser, Prozesswasser und Kühlwasser sowie einen Ausgang für Produktionsabwasser⁵. Um das Modell übersichtlicher zu gestalten, können nicht benötigte Zuläufe weggelassen bzw. gelöscht werden. Für jede Produktion werden die Qualitätsanforderungen für Prozesswasser sowie die Abwasserqualität hinterlegt, ebenso wie der spezifische Wasserbedarf und

⁵ Hier wäre auch die Definition mehrerer Abwasserströme unterschiedlicher Qualitäten (z. B. aus verschiedenen Prozessschritten) möglich. Aufgrund der wenigen vorhandenen Daten wurde im Rahmen von WaRelp für die beispielhafte Erprobung davon abgesehen. Für die Umsetzung in der Praxis ergeben sich aber gerade durch die gezielte Nutzung vorhandener Teilströme bestimmter Qualität häufig erhebliche Optimierungspotenziale des Gesamtaufbereitungs- und Re-Use-Konzepts. Dieser Aspekt sollte daher in jedem Fall bereits mit dem Aufbau des Basismodells intensiv überprüft werden.

die spezifischen Abwassermengen (m^3/t Produkt). Die absoluten Wassermengen (m^3/d) werden aus der jeweils fallspezifisch festzulegenden durchschnittlichen Produktionsmenge (t Produkt/a) und den Produktionstagen (d/a) berechnet⁶.

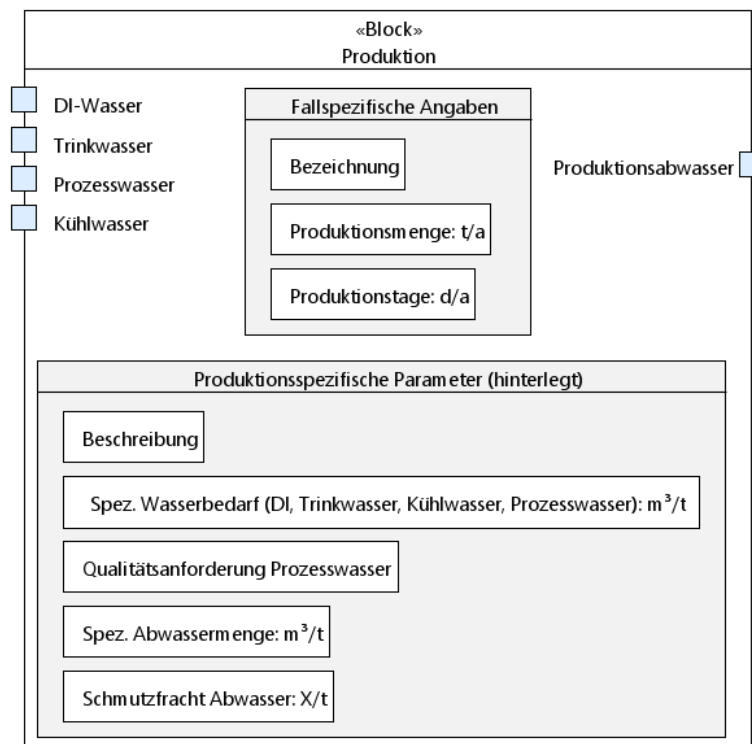


Bild 12 Struktur und wesentliche Parameter der Nutzungsmodule zur Beschreibung von Produktionen (*Inter-Blockdiagramm*)

Typische Wasserbedarfe, Abwassermengen und Abwasserzusammensetzungen verschiedener Branchen wurden im TP 1.1 aus Literaturdaten zusammengestellt. Die im Schlussbericht der TUD/LM enthaltenen Daten können als Anhaltspunkt für die Implementierung entsprechender Produktionsmodule genutzt werden.

3.2.2 Grünflächenbewässerung und Straßenreinigung

Die Modulstruktur für Straßenreinigung und Grünflächenbewässerung ist in Bild 13 dargestellt. Bei der Grünflächenbewässerung und Straßenreinigung fällt kein weiter nutzbares bzw. zu behandelndes Wasser an⁷. Die Module definieren daher nur einen Wasserbedarf für Brauchwasser bzw. Re-Use-Wasser, der aus dem spezifischen Wasserbedarf ($\text{m}^3/(\text{d m}^2 \text{ Grünfläche})$ bzw. $\text{m}^3/(\text{d m}^2 \text{ Straße})$) und der jeweiligen Fläche berechnet wird. Die hinterlegten nutzungsspezifischen Parameter, die im TP 1 erhoben wurden (siehe Schlussbericht TUD/LM), sind in Tabelle 4 zusammengefasst. Für die praktische Anwendung ist hier zusätzlich wichtig zu sondieren, zu welchen Zeiten des Jahres ein Bedarf für die Bewässerung bzw. Straßenreinigung besteht, und entsprechend zwischen dem dann auftretenden Tagesbedarf und jährlichen Durchschnittswerten zu unterscheiden.

⁶ Da keine Informationen zu verschiedenen Produktionszyklen u. ä. und sich daraus ergebenden Lastfällen vorlagen, wurden hier nur durchschnittliche Mengen angesetzt. Im konkreten Anwendungsfall sollten relevante Lastfälle (Produktionszyklen, Revisionszeiten etc.) identifiziert und berücksichtigt werden (siehe auch Kapitel 2.2.3 und 5.2.3).

⁷ Im Rahmen von WaRelp wurde davon ausgegangen, dass der Straßenablauf gesondert behandelt werden muss. Die Grundwasseranreicherung bzw. Verdunstung als Ökodienstleistung wird nicht berücksichtigt.

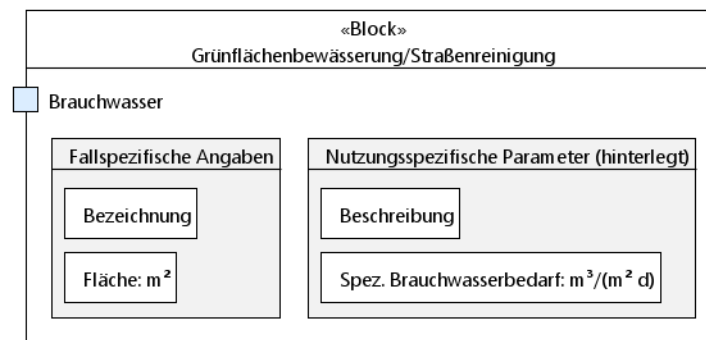


Bild 13 Struktur und wesentliche Parameter der Nutzungsmodule zur Beschreibung von Grünflächenbewässerung und Straßenreinigung (*Internes Blockdiagramm*)

Tabelle 4 Beispielhaft im Rahmen der Abbildung des Modellindustrieparks hinterlegte Parameter der Module Grünflächenbewässerung und Straßenreinigung (Daten aus TP 1, TUD/LM)

Modul	Spez. Brauchwasserbedarf ($\text{m}^3/(\text{m}^2 \text{ d})$)	Quelle
Grünflächenbewässerung	0,002	Chinesischer Standard GB 50282-2016
Straßenreinigung	0,0025	Chinesischer Standard GB 50282-2016

3.2.3 Sanitäranlagen

Zur Vereinfachung des Modells werden die Sanitäranlagen (Toiletten, Waschbecken, Duschen) des gesamten Industrieparks zusammengefasst betrachtet. Bild 14 zeigt die Modulstruktur für Sanitäranlagen. Der Wasserbedarf wird unterschieden in Toilettenspülwasser (Re-Use-Qualität) und sonstigen Wasserbedarf für Waschbecken und Duschen (Trinkwasserqualität). Als Abwasserströme werden Schwarzwasser (aus den Toiletten) und Grauwasser separat definiert. Durch die Trennung von Schwarz- und Grauwasser im Modell wird der Einfluss der Grauwassermenge und des Toilettenspülwassers auf die Abwasserzusammensetzung automatisch berücksichtigt. Zudem ermöglicht dieser Ansatz, eine separate Behandlung des weniger verschmutzten Grauwassers zu betrachten (siehe Fußnote 5 zu Teilströmen auf S. A-22).

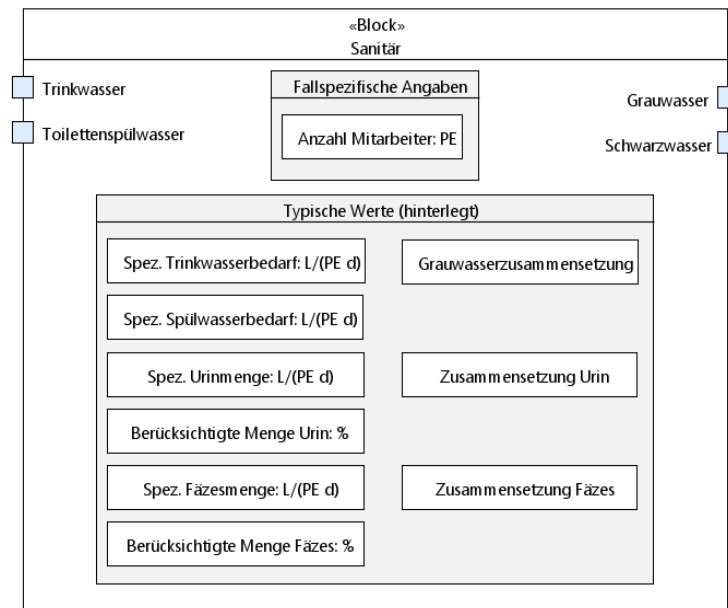


Bild 14 Struktur und wesentliche Parameter des Nutzungsmoduls zur Beschreibung der Sanitäranlagen (*Internes Blockdiagramm*)

Typische Werte für die Grauwasserzusammensetzung sind im Modell hinterlegt. Es wird angenommen, dass der Trinkwasserbedarf der Grauwassermenge entspricht. Spezifischer Trinkwasserbedarf und Grauwasseranfall hängen u. a. davon ab, ob die Mitarbeiter auf dem Gelände duschen. Falls Informationen dazu vorliegen, können die hinterlegten Richtwerte entsprechend angepasst werden.

Das Schwarzwasser setzt sich aus dem Toilettenspülwasser sowie Urin und Fäzes zusammen. Der Spülwasserbedarf (L/(PE d)) sowie die spezifische Fäzes- und Urinmenge (L/(PE d)) und -zusammensetzung sind im Modell hinterlegt. Um zu berücksichtigen, dass die Mitarbeiter nur einen Teil des Tages im Industriepark verbringen, kann die Urin- und Fäzesmenge jeweils über einen prozentualen Faktor angepasst werden. Dieser Berechnungsansatz erlaubt es, den Einfluss fallspezifischer Gegebenheiten wie z. B. des Spülwasserbedarfs (unterscheidet sich je nach Toilettentyp) oder der Fäkalienmenge und -zusammensetzung (abhängig von Diät usw., vgl. Rose et al. (2015)) auf die Schwarzwassermenge und -beschaffenheit abzubilden.

Die im Modell hinterlegten Werte sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Analog zu dem oben beschriebenen Vorgehen für die Sanitäranlagen könnten auch weitere mitarbeiterbezogene Grau- und Schmutzwasserströme, die auf dem Gelände anfallen (bspw. aus Wäschereien, Kantinen), in einem gemeinsamen Nutzungsmodul zusammengefasst werden.

Tabelle 5 Hinterlegte Parameter des Moduls Sanitäranlagen (Fortsetzung auf der folgenden Seite)

Symbol	Parameter	Einheit	hinter- legter Wert	typischer Wert- bereich		Quellen
q _{TW}	spez. Trinkwasserbedarf	L/(PE d)	10	5	15	Blokker et al., 2011, Friedler, 2004
q _{TFW}	spez. Toilettenspülwasserbedarf	L/(PE d)	40	30	50	DVGW-Regelwerk Arbeitsblatt W 410
q _U	spez. Urinmenge	L/(PE d)	1,4	1,2	1,8	Bisinella de Faria et al., 2020, Meinzingen und Oldenburg, 2009, Jönsson et al., 2005
q _F	spez. Fäzesmenge	L/(PE d)	0,135	0,1	0,18	Rose et al., 2015, Jönsson et al., 2005, Meinzingen und Oldenburg, 2009, Penn et al., 2018
p _U	zu berücksichtigender Anteil der tägl. Fäzesmenge	%	60			Annahme
p _F	zu berücksichtigender Anteil der tägl. Urinmenge	%	60			Annahme
<i>Zusammensetzung Grauwasser (Index GW)</i>						
T	Temperatur	°C	25	20	30	Annahme
C _{CSB,GW}	Gesamt-CSB	mg/L	350	200	500	
S _{CSB,GW}	gelöster CSB*	mg/L	220	200	300	
KN _{GW}	Kjehldahl-Stickstoff	mg N/L	10	5	15	
NH ₄ -N _{GW}	Ammonium-Stickstoff	mg N/L	0,5	0,3	1,2	Friedler, 2004, Eriksson et al., 2002
NO ₃ -N _{GW}	Nitrat-Stickstoff	mg N/L	0,4	0,3	5	
PO ₄ -P _{GW}	Phosphat-Phosphor	mg P/L	1	0,2	5	
P _{ges,GW}	Phosphor gesamt	mg P/L	1	0,2	5	
AFS _{GW}	abfiltrierbare Stoffe (Feststoffgehalt)	mg/L	200	150	300	

* Nicht weiter fraktioniert, da keine Daten vorlagen und davon auszugehen ist, dass die Fraktionierung fallspezifisch sehr unterschiedlich ausfallen kann.

Fortsetzung von **Tabelle 5**

Symbol	Parameter	Einheit	hinter- legter Wert	typischer Wert- tebereich		Quellen
Zusammensetzung Urin (Index U)						
T _U	Temperatur	°C	36			Annahme
C _{CSB,U}	Gesamt-CSB	mg/L	8000	6400	9000	Scheyer, 2016, Bisinella de Faria et al., 2020
S _{CSB,U}	gelöster CSB	mg/L	7630	5950	9020	
S _{CSB,la,U}	biologisch leicht abbaubarer CSB	mg/L	6800	5440	7650	
S _{CSB,inert,U}	gelöster biologisch nicht abbaubarer CSB	mg/L	740	575	870	
KN _U	Kjehldahl-Stickstoff	mg N/L	6970	4700	8800	Bisinella de Faria et al., 2020
NH ₄ -N _U	Ammonium-Stickstoff	mg N/L	6500	4400	8270	
NO ₃ -N _U	Nitrat-Stickstoff	mg N/L	0	0	0	
PO ₄ -P _U	Phosphat-Phosphor	mg P/L	300	200	400	
P _{ges,U}	Phosphor gesamt	mg P/L	580	300	1000	
AFS _U	abfiltrierbare Stoffe (Feststoffgehalt)	mg/L	760	500	950	Bisinella de Faria et al., 2020, Jönsson et al., 2005
Zusammensetzung Fäzes inkl. Toilettenpapier (Index F)						
T _F	Temperatur	°C	36			Annahme
C _{CSB,F}	Gesamt-CSB	mg/L	458000			Jönsson et al., 2005, Meinzinger und Oldenburg, 2009
S _{CSB,F}	gelöster CSB	mg/L	5600			Jönsson et al., 2005
S _{CSB,la,F}	biologisch leicht abbaubarer CSB	mg/L	280			Annahme: 5% des ge- lösten CSB
S _{CSB,inert,F}	gelöster biologisch nicht abbaubarer CSB	mg/L	2850			
KN _F	Kjehldahl-Stickstoff	mg N/L	10700			
NH ₄ -N _F	Ammonium-Stickstoff	mg N/L	2100			Jönsson et al., 2005, Meinzinger und Oldenburg, 2009
NO ₃ -N _F	Nitrat-Stickstoff	mg N/L	0			
PO ₄ -P _F	Phosphat-Phosphor	mg P/L	700			
P _{ges,F}	Phosphor gesamt	mg P/L	3600			
AFS _F	abfiltrierbare Stoffe (Feststoffgehalt)	mg/L	300000			

3.2.4 Kantine

Die Struktur des Kantinenmoduls ist in Bild 15 dargestellt. In der Kantine wird Trinkwasser verwendet und Küchenabwasser erzeugt. Die spezifische Abwassermenge wird mit dem Wasserbedarf gleichgesetzt und hängt im Wesentlichen von der Anzahl der zubereiteten Gedecke ab. Neben den Mengenangaben ist eine typische Zusammensetzung von Küchenabwasser im Modell hinterlegt. Typische Wertebereiche der hinterlegten Modellparameter können Tabelle 6 entnommen werden. Diese gelten für den Fall, dass das ausgegebene Essen vor Ort zubereitet wird. Falls nur eine Essensausgabe stattfindet, müssen die Werte entsprechen angepasst werden (geringere Menge und Belastung). Da keine Angaben zu Schmutzfrachten verfügbar waren, sind die Werte hier als Konzentrationen angegeben.

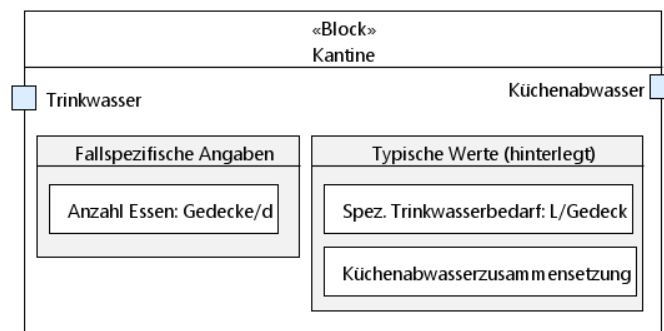


Bild 15 Struktur und wesentliche Parameter des Nutzungsmoduls zur Beschreibung der Kantine (*Internes Blockdiagramm*)

Tabelle 6 Hinterlegte Parameter des Moduls Kantine

Symbol	Parameter	Einheit	hinterlegter Wert	typischer Wertebereich		Quellen
q _{Gedeck}	spez. Trinkwasserbedarf	L/Gedeck	12,5	5	25	Styles, Schönberger und Galvez Martos, 2013, Dziegielewski, 2000, DWA, 2010, Bachon, 1994, Bachon, Belouscher und Weiler, 1987
<i>Zusammensetzung Küchenabwasser</i>						
T	Temperatur	°C	30	15	50	
C _{CSB}	Gesamt-CSB	mg/L	2000	300	5000	
S _{CSB}	gelöster CSB	mg/L	1000	400	4000	
S _{CSB,la}	biologisch leicht abbaubarer CSB	mg/L	600*			
S _{CSB,inert}	gelöster biologisch nicht abb.CSB	mg/L	20*			Bachon, 1994, Bachon, Belouscher und Weiler, 1987, Gurd, Jefferson und Villa, 2019, Kamaruddin et al., 2019, Wang, 1973
KN	Kjehldahl-Stickstoff	mg N/L	60	20	80	
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff	mg N/L	3	0,8	7	
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff	mg N/L	0*			
PO ₄ -P	Phosphat-Phosphor	mg P/L	8	4	15**	
P _{ges}	Phosphor gesamt	mg P/L	10	4	30**	
AFS	abfiltrierbare Stoffe	mg/L	500	100	2000	

* Annahmen ** höhere Werte sind bei Nutzung von phosphathaltigen Reinigungsmitteln zu erwarten

3.3 IO-Module

Die im Folgenden beschriebenen Beispiele sollen verdeutlichen, wie je nach Bedarf unterschiedlich komplexe Module aus der Grundstruktur der IO-Module (beschrieben in Kapitel 2.2.4) abgeleitet werden können.

3.3.1 Externe Trinkwasserversorgung

Das Modul „Externe Trinkwasserversorgung“ (z. B. städtische Versorgung) stellt eine Wasserqualität zur Verfügung. Die Struktur des Moduls ist in Bild 16 gezeigt. Sofern eine Beschränkung der maximalen Abnahmemenge besteht, kann diese fallspezifisch hinterlegt werden (Abgabekapazität). Die Qualität des Trinkwassers kann je nach weiterer Verwendung über einen Stoffstromvektor mit passenden Qualitätsmerkmalen beschrieben werden, bspw. wenn eine weitere Aufbereitung zu noch höherer Qualität erfolgt⁸. Wird das Trinkwasser direkt in der Produktion usw. verwendet, kann die Qualitätsbeschreibung auch weggelassen werden und nur die Wassermenge im Vektor erfasst.

⁸ Da der Fokus in WaRelp auf niedrigen und mittleren Wasserqualitäten lag, zielt die Definition des Stoffstromvektor aus Abschnitt 3.1 nicht auf die Beschreibung typischer Trinkwasserparameter ab. Daher wird an dieser Stelle keine typische Trinkwasserqualität angegeben; Informationen dazu können dem Schlussbericht der TUD/LM (TP 1) entnommen werden.

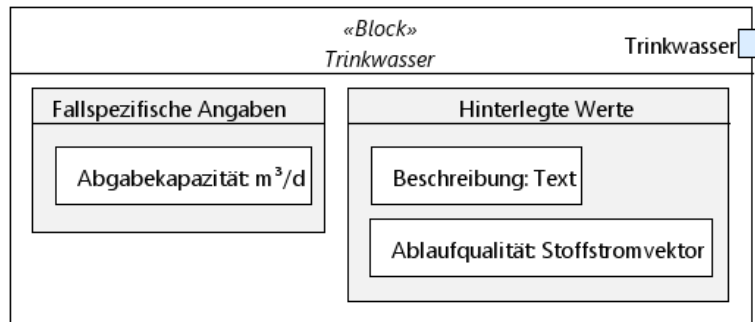


Bild 16 Struktur und wesentliche Parameter des IO-Moduls für die Trinkwasserversorgung (Internes Blockdiagramm)

3.3.2 Fluss (Oberflächengewässer)

Bild 17 zeigt die Struktur des Fluss-Moduls. Da Oberflächengewässer sowohl zur Wasserentnahme als auch zur Wasserableitung (Direkteinleitung) genutzt werden können, verfügt das Modul über einen Ausgang (Entnahme) und einen Eingang (Einleitung). Die Qualität des zu entnehmenden Flusswassers sowie die für die Einleitung geltenden Qualitätsanforderungen sind durch den Benutzer festzulegen. Dazu können, je nach sich aus dem Aufbau des Gesamtmodells ergebenden Bedarf, auch verschiedene Stoffstromvektordefinitionen verwendet werden. Ebenso sind die zur Verfügung stehende Wassermenge (Abgabekapazität) und ggf. vorhandene Begrenzungen für die einzuleitende Menge (Aufnahmekapazität) fallspezifisch festzulegen. Sofern die Kapazitäten und/oder Qualitäten wesentliche Schwankungen aufweisen, bspw. aufgrund von Trockenzeiten oder ähnlichen saisonalen Einflüssen, können dafür verschiedene Lastfälle im Modul hinterlegt werden.

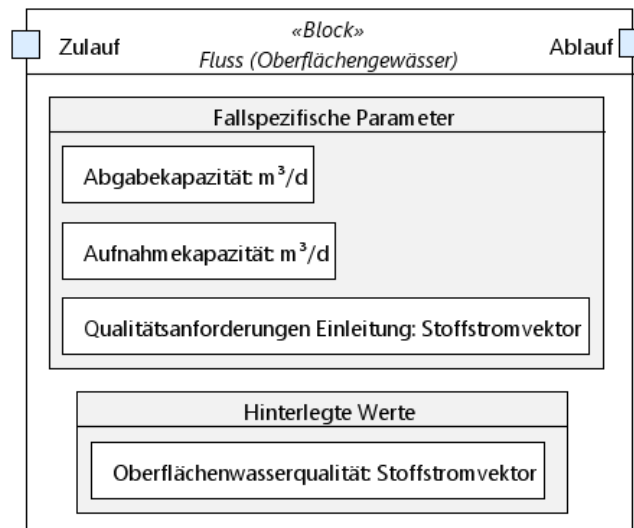


Bild 17 Struktur und wesentliche Parameter des IO-Moduls für Oberflächengewässer (Internes Blockdiagramm)

3.4 Verfahrensmodule

Die im Folgenden vorgestellten Beispiele für Verfahrensmodule sollen einen Eindruck von der in der frühen Planung benötigten Modelltiefe vermitteln und als Anhaltspunkt für die Formulierung eigener Verfahrensmodule dienen. Für jedes Verfahrensmodule erfolgt zunächst eine kurze Verfahrensbeschreibung und Abgrenzung der abgebildeten Prozesse und Verfahrensausführungen. Anschließend werden

der hinterlegte Bemessungsalgorithmus sowie die angesetzte Berechnung der Verfahrensleistung und betrieblichen Aufwände beschrieben.

Weitere Daten zu Aufbereitungsverfahren, die als Grundlage für die Erstellung zusätzlicher Verfahrensmodule dienen können, sind in den Schlussberichten der TUD (TP 2.2 Salzbiologie) sowie EC (TP 2.3 Elektrodialyse und Membrankapazitive Deionisierung) zu finden. Im TP 1.1 (TUD/AT)

3.4.1 Sandfiltration (Schnellfilter)

Schnellfilter werden primär zur Verringerung der Feststoffkonzentration eingesetzt. Zusätzlich kann sich unter geeigneten Bedingungen eine Biozönose ausbilden, die für eine Verringerung des CSB sowie der Nitrat- und in geringen Maße der Phosphorkonzentration sorgt. Durch Zugabe von Flockungsmitteln können Phosphorverbindungen weitergehend entfernt werden (Flockungsfiltration). Biologisch aktive Filter und Flockungsfiltration werden hier nicht weiter behandelt; eine Erweiterung des Moduls um die Berücksichtigung biologischer Prozesse oder einer optionalen Flockung wäre aber problemlos möglich.

Bei der Schnellfiltration durchströmt das zu behandelnde Wasser ein Bett aus körnigem Filtermaterial (z. B. Quarzsand, Anthrazit, Kies), an dem sich Partikel ablagern oder adsorbieren. Wesentliche Unterschiede der typischen Verfahrensausführungen sind:

- **diskontinuierliche oder kontinuierliche Filtration:** Um die Durchlässigkeit des Filters aufrecht zu erhalten, muss der Filter regelmäßig zurückgespült werden. Bei diskontinuierlich betriebenen Filtern erfolgt die Rückspülung gewöhnlich 1-2 mal pro Tag; sie wird bei Erreichen eines bestimmten Druckverlustes oder einer festgelegten Durchflussmenge, dem Nachlassen der Filtratqualität unterhalb festgelegter Kriterien oder in festen Zeitintervallen durchgeführt (Bench et al., 1981, Barjenbruch, 2007). Kontinuierliche Filter (z. B. DYNA-Sandfilter) verfügen über einen Sandwäscher, in dem ein Teil des Filtermaterials gereinigt wird, sodass die Filtration nicht durch Rückspülungen unterbrochen werden muss.
- **Durchströmung schwerkraft- oder druckgetrieben:** Bei druckgetriebenen Filtern können höhere Druckverluste überwunden werden als in Schwerkraftfiltern, wodurch das mögliche Rückspülintervall verlängert und somit der Spülwasserbedarf verringert wird.

Die Filter können als Stahlbetonbecken oder freistehende Behälter (Stahl oder Edelstahl) ausgeführt werden und sowohl in Gebäuden als auch im Freien mit oder ohne Abdeckung errichtet werden.

Typische Einsatzbereiche der Schnellfiltration sind die Aufbereitung von Trinkwasser und Oberflächenwasser sowie die weitergehende Abwasserreinigung im Ablauf der Nachklärung.

Für ausführlichere Informationen zur Schnellfiltration sei auf das DWA-Arbeitsblatt A 203 (DWA, 2019), Barjenbruch, Barjenbruch (2007, 1997) und Metcalf & Eddy, Inc und AECOM (2014) verwiesen.

Anhand des im Folgenden beschriebenen Verfahrensmoduls Sandfiltration werden folgende **Eingangsdaten für die Bewertung** berechnet (oder sind im Modul hinterlegt):

- Filter: Fläche (m²), Volumen (m³), Höhe (m), Anzahl (-)
- Flächenbedarf (m²)
- Filtermaterial (kg)
- Lebensdauer (a)
- Ablaufwerte (WaRelp-Stoffstromvektor)
- Spülwasseranfall (m³/d)
- Schlammfall (kg TS/d)
- Energiebedarf (kWh/d)
- Bedarf an Filtermaterial zum Auffüllen (kg/a)
- Personalbedarf (h/Monat).

Im Folgenden werden die in WaRelp verwendeten Berechnungsansätze erörtert. Eine Übersicht typischer Wertebereiche für die verwendeten Parameter findet sich in Tabelle 7 und Tabelle 8.

3.4.1.1 Bemessung

Anlagengröße

Die Auslegung erfolgt über die Filtergeschwindigkeit v_F und die Feststoffraumbelastung B_{AFS} , angelehnt an das DWA-Arbeitsblatt DWA-A 203 (DWA, 2019).

Die erforderliche Filterfläche $A_{F,ges}$ berechnet sich aus dem Bemessungsvolumenstrom Q_{dim} und der Filtergeschwindigkeit:

$$A_{F,ges} = \frac{Q_{dim}}{v_F}. \quad (1)$$

Als Bemessungsvolumenstrom sollte der maximale Zulauf zur Filtration herangezogen werden.

Das benötigte Filtrervolumen V_F ergibt sich aus der Feststoffkonzentration im Zulauf AFS_{dim} , dem Zulaufvolumenstrom und der zulässigen Feststoffraumbelastung:

$$V_F = \frac{AFS_{dim} \cdot Q_{dim}}{B_{AFS}}. \quad (2)$$

Aus dem Filtrervolumen und der Filterfläche errechnet sich die Filterhöhe h_F unter Berücksichtigung der minimalen und maximalen zulässigen Filterhöhe $h_{F,min}$ und $h_{F,max}$:

$$h_F = \begin{cases} h_{F,min}, & \frac{V_F}{A_{F,ges}} \leq h_{F,min} \\ \frac{V_F}{A_{F,ges}}, & h_{F,min} < \frac{V_F}{A_{F,ges}} < h_{F,max} \\ h_{F,max}, & \frac{V_F}{A_{F,ges}} \geq h_{F,max} \end{cases} \quad (3)$$

Falls statt der errechneten Höhe die minimal zulässige Filterhöhe angesetzt wird (Fall 1), wird das sich ergebende größere Filtrervolumen neu berechnet:

$$V_F = A_F \cdot h_{F,min}. \quad (4)$$

Ist die errechnete Filterhöhe größer als die zulässige maximale Filterhöhe (Fall 3), wird die sich ergebende größere Filterfläche neu berechnet:

$$A_{F,ges} = \frac{V_F}{h_{F,max}}. \quad (5)$$

Die Anzahl der Filter wird anhand der festgelegten maximalen Fläche pro Filter $A_{F,max}$ und der vorgegebenen minimalen Anzahl an Filtern $n_{F,min}$ ermittelt:

$$n_F = \max\left(\frac{A_{F,ges}}{A_{F,max}}, n_{F,min}\right). \quad (6)$$

Flächenbedarf

Der Flächenbedarf A hängt in erster Linie von der Grundfläche der Filter ab. Hinzu kommt der für die Pumpen, die Schlammwasser- und Filtratspeicherung usw. benötigte Platz, der über einen prozentualen Faktor p_A berücksichtigt wird, welcher als feste Kenngröße zu wählen ist:

$$A = A_{F,ges} \cdot (1 + p_A) \quad (7)$$

Daten aus Barjenbruch (1997) legen nahe, dass der Gesamtflächenbedarf das 1,3- bis 3-fache der Filterfläche beträgt.

Lebensdauer

Die zu erwartende Lebensdauer der Aggregate liegt bei 10 bis 20 Jahren (Oertlé, 2018, Barjenbruch, 2007).

Tabelle 7 Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für Bau und Bemessung der Sandfiltration

Symbol	Parameter	Einheit	hinter- legter Wert	typischer Wertebereich	Quellen
<i>Fallspezifisch anzugebende Werte</i>					
Q_{dim}	Bemessungsvolumenstrom: maximaler Volumenstrom/Peak	m ³ /h			
AFS_{dim}	Bemessungswert Feststoffkonzentration	mg/L		5 50	
<i>Wählbare Parameter</i>					
v_F	Filtergeschwindigkeit	m ² /(m ² h)	8	5 20	Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, Barjenbruch, 2007, Barjenbruch, 1997, Bench et al., 1981, DWA, 2019, Mann et al., 2012
$BAFS$	zulässige Feststoffraumbelastung	kg/(m ³ Zyklus)	3	2 4	
ρ	Schüttdichte Filtermaterial	kg/m ³			
	Quarzsand		1500	1377 1590	Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, DWA, 2019
	Anthrazit		720	560 770	
	Blähschiefer		650		
<i>Bei genauerer Kenntnis oder in Sonderfällen anzupassende Parameter</i>					
$h_{F,min}$	minimale zulässige Filterhöhe	m	0,5	0,5 1	Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, MULNV, 2018, Mann et al., 2012, Barjenbruch, 2007, DWA, 2019
$h_{F,max}$	maximal zulässige Filterhöhe	m	2	0,75 2,5	
$A_{F,max}$	maximale Fläche pro Filter	m ²	80		110 Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, Barjenbruch, 1997, DWA, 2019
$n_{F,min}$	minimale Anzahl an Filtern	-	6	2	DWA, 2019, Barjenbruch, 1997
p_A	spezifischer zusätzlicher Flächenbedarf	m ² /m ² Filterfläche	1,5	1,3 3	Barjenbruch, 1997
t	Lebensdauer der Aggregate	a	15	10 20	Oertlé, 2018, Barjenbruch, 2007

3.4.1.2 Betrieb

Reinigungsleistung und Ausbeute

Die Rückspülung der Filter erfolgt durch Spülen mit Filtrat und Druckluft. Spülwasserbedarf und -anfall werden abhängig vom Zulaufvolumenstrom berechnet (spez. Spülwasserbedarf/-anfall $q_{Spül}$). Für die Ausbeute folgt daraus:

$$Q_{ab} = (1 - q_{Spül}) \cdot Q_{zu} \quad (8)$$

Die erzielte Feststoffkonzentration im Ablauf des Filters AFS_{ab} hängt sowohl von der Beschaffenheit der Feststoffe im zu reinigenden Wasser als auch von der Ausführung des Filters ab (Filtermaterial usw.) und ist durch den Benutzer anzugeben. Für gelöste Stoffe wird angenommen, dass diese nicht zurückgehalten werden. Bei allen Parametern, die sich aus einem gelösten Anteil und einem feststoffgebundenen Anteil zusammensetzen, wird angenommen, dass das Verhältnis des feststoffgebundenen Anteils zur Feststoffkonzentration konstant bleibt. Das bedeutet im Einzelnen:

$$CSB_{ges,ab} = S_{CSB,zu} + \frac{C_{CSB,zu} - S_{CSB,zu}}{AFS_{zu}} \cdot AFS_{ab} \quad (9)$$

$$KN_{ab} = NH_4 - N_{zu} + \frac{KN_{zu} - NH_4 - N_{zu}}{AFS_{zu}} \cdot AFS_{ab} \quad (10)$$

$$P_{ges,ab} = PO_4 - P_{zu} + \frac{P_{ges,zu} - PO_4 - P_{zu}}{AFS_{zu}} \cdot AFS_{ab} \quad (11)$$

Den Gleichungen (10) und (11) liegt die Annahme zu Grunde, dass der gelöste Anteil des Kjeldahl-Stickstoffs vorrangig als Ammonium vorliegt und der gelöste Anteil des Phosphors als Phosphat. Sollte ein nicht vernachlässigbarer Anteil des organischen Stickstoffs oder des Phosphors (außer Phosphat) in gelöster Form vorliegen, sollten die Gleichungen (10) und (11) entsprechend angepasst werden, um den Entfernungsgrad durch die Sandfiltration nicht zu überschätzen.

Energiebedarf

Der Energiebedarf der Sandfiltration wird im Modell über Erfahrungswerte abgeschätzt. In der Literatur werden typische Energiebedarfe für die Schnellfiltration im Bereich von 0,02 - 0,065 kWh/m³ angegeben (Kraus et al., 2016, Bischoff, 2013, Muñoz, Milà-i-Canals und Fernández-Alba, 2010, DANVA, 2006, Barjenbruch, 1997). Bei der Wahl des anzusetzenden Wertes können die im Folgenden erläuterten Aspekte berücksichtigt werden. Der Energiebedarf wird im Wesentlichen durch das Anheben des Wassers zur Filterbeschickung verursacht. Die dafür benötigte Energie hängt u. a. von der Lage des Filters, insbesondere der zu überwindenden Höhendifferenz, ab (ca. 5 Wh/(m³m), Jekel et al. (2016)). Zudem wird Energie für die Rückspülung benötigt. Die Häufigkeit der Rückspülungen wird von der zurückgehaltenen Feststofffracht und -beschaffenheit sowie der Ausführung des Filters beeinflusst.

Betriebsmittelbedarf

Über die Zeit wird eine geringe Menge des Filtermaterials ausgetragen, das gelegentlich wieder aufgefüllt werden muss. Der jährliche Materialaustrag m_{MV} wird als prozentualer Anteil des gesamten Filtermaterials p_{MV} über Erfahrungswerte abgeschätzt:

$$m_{MV} = p_{MV} \cdot V_F \cdot \rho \quad (12)$$

wobei ρ die Schüttdichte des Filtermaterials bezeichnet, die je nach verwendetem Filtermaterial zu wählen ist.

Reststoffe und Emissionen

Das anfallende Rückspülwasser wird in der Regel in der Kläranlage mitbehandelt. Für die Reststoffentsorgung ist der zusätzliche Schlamm zu berücksichtigen, dessen Menge (nur Feststoffe) über eine Feststoffbilanz berechnet wird:

$$m_{AFS,Schlamm} = (AFS_{zu} - AFS_{ab}) \cdot Q_{zu} + m_{MV} \quad (13)$$

Der Filtermaterialverlust ist dabei auf die entsprechende Zeiteinheit des Volumenstroms umzurechnen. Volumenstrom und Konzentration des Schlammes können bei Bedarf über die Spülwassermenge berechnet werden:

$$Q_{\text{Schlamm}} \approx Q_{\text{Spülwasser}}, \quad (14)$$

$$AFS_{\text{Schlamm}} = \frac{m_{AFS, \text{Schlamm}}}{Q_{\text{Schlamm}}}. \quad (15)$$

Personalaufwand

Der Personalaufwand für Betrieb, Wartung und Instandhaltung der Filter wird über Erfahrungswerte abgeschätzt.

Voraussetzungen

Da eine hohe Feststofffracht im Zulauf zu kurzen Filtrationszeiten und einem hohen Rückspülwasserbedarf führt, sollte die Feststoffkonzentration im Zulauf < 40-50 mg/L sein (Mann et al., 2012).

Die max. Filtrationsgeschwindigkeit sollte 15-20 m/h nicht überschreiten (DWA, 2019, Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, Barjenbruch, 2007).

Tabelle 8 Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für den Betrieb der Sandfiltration

Symbol	Parameter	Einheit	hinter- legter Wert	typischer Wertebereich		Quellen
Bei genauerer Kenntnis oder in Sonderfällen anzupassende Parameter						
AFS _{ab}	Feststoffkonzentration im Ablauf	mg/L	3	1	10	Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, DANVA, 2006, Barjenbruch, 1997
q _{Spül}	Spülwasseranfall	m³/m³ Zu- lauf		0,04	0,15	Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, Barjenbruch, 2007, DWA, 2019, Mann et al., 2012
e	spez. Energiebedarf	kWh/m³	0,05	0,02	0,065	Muñoz, Milà-i-Canals und Fernández-Alba, 2010, DANVA, 2006, Kraus et al., 2016, Barjenbruch, 2007, Bischoff, 2013
p _{MV}	Materialverlust	%/a	3	0,8	7,5	Barjenbruch, 2007
PE	Personalbedarf	h/Monat	30	20	170	Oertlé, 2018, Jekel et al., 2016, Joksimovic, 2006, Barjenbruch, 2007, Barjenbruch, 1997
AFS _{zu,max}	maximal zulässige Feststoffkon- zentration im Zulauf	mg/L	40	40	50	Mann et al., 2012
v _{F,max}	maximal zulässige Filtrationsge- schwindigkeit	m/h	15	15	20	Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, DWA, 2019, Barjenbruch, 2007

3.4.2 Chlorung

Typische Einsatzgebiete der Chlorung sind die Desinfektion von Trinkwasser oder von biologisch behandeltem Abwasser für die Wiederverwendung.

Dazu können verschiedene Chlorverbindungen eingesetzt werden (siehe Tabelle 9). Das Chlor wird in Form von Chlorgas oder als wässrige Lösung der entsprechenden Chlorverbindung dem zu behandelnden Wasser beigemischt, wobei eine schnelle und intensive Einmischung wichtig ist. Eine ausreichende Kontaktzeit wird durch die Bereitstellung eines entsprechend dimensionierten Beckens mit möglichst enger Verweilzeitverteilung sichergestellt.

Tabelle 9 Eigenschaften verschiedener Chlorverbindungen

Verbindung	Formel	Cl ₂ -Äquivalent	Bereitstellung	Quelle
Chlorgas	Cl ₂	1 g Cl ₂ /g	wird vor Ort in Chlorelektrolyseanlage aus elektrochemischen Oxidantien (NaCl, H ₂ O, elektr. Energie) hergestellt	Wagner, Scheyer und Bischoff, 2012
Chlordioxid	ClO ₂	2,63 g Cl ₂ /g	wird gewöhnlich vor Ort aus NaOCl und wässriger Chlorklösung hergestellt (Chlorit-/Säure-Verfahren)	Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014
Natriumhypochlorit	NaOCl	0,12 – 0,17 g Cl ₂ /g	wässrige Lösung mit ca. 15 w/w% Cl ₂	Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, Environmental Protection Agency, 2011
Calciumhypochlorit	Ca(OCl) ₂	0,65 g Cl ₂ /g	trockener oder feuchter Feststoff	Environmental Protection Agency, 2011

Weiterführende Informationen zur Desinfektion mit Chlor können z.B. Metcalf & Eddy, Inc und AECOM (2014) und Environmental Protection Agency (2011) entnommen werden.

Anhand des im Folgenden beschriebenen Verfahrensmoduls Chlorung werden folgende **Eingangsdaten für die Bewertung** berechnet (oder sind im Modul hinterlegt):

- Kontaktbeckenvolumen (m³)
- Flächenbedarf (m²)
- Lebensdauer (a)
- Ablaufwerte (WaRelp-Stoffstromvektor)
- Desinfektionsmittelbedarf (kg/d)
- Energiebedarf (kWh/d)
- Personalbedarf (h/Monat).

Im Folgenden werden die in WaRelp verwendeten Berechnungsansätze erörtert. Eine Übersicht typischer Wertebereiche der in der Berechnung genutzten Parameter findet sich in Tabelle 10 und Tabelle 11.

3.4.2.1 Bemessung

Berechnung des erforderlichen Beckenvolumens

Ausschlaggebend für das benötigte Volumen des Kontaktbeckens ist die angestrebte Kontaktzeit. Diese wird hier über den sogenannten CT-Wert bestimmt, der als Produkt aus Chlor-Dosis und Kontaktzeit definiert ist (siehe bspw. Metcalf & Eddy, Inc und AECOM (2014), Environmental Protection Agency (2011)). Dem liegt die vereinfachende Annahme zugrunde, dass verschiedene Kombinationen von Kontaktzeit und Chlordosierung mit konstantem CT-Wert die gleiche Desinfektionswirkung erzielen (bei sonst gleichen Randbedingungen). Der für die gewünschte Desinfektionswirkung mindestens erforderliche CT-Wert ist fallspezifisch vom Benutzer abzuschätzen. Publierte Werte zu erzielten Eliminationsleistungen für bestimmte Organismen(gruppen) können dabei einen Anhaltspunkt bieten (siehe z. B. Crittenden und Borchardt (2012) in Bischoff (2013)). Die Eigenschaften des zu behandelnden Wassers haben jedoch einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Desinfektionswirkung bzw. die benötigte Chlordosierung (Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, Environmental Protection Agency, 2011, Pennsylvania Department of Environmental Protection, 2016):

- Je höher der **Partikelgehalt**, desto höher die benötigte Dosis (Abschirmung).
- Bis pH 6,5 nimmt die Desinfektionswirkung mit geringerem **pH-Wert** zu (gilt nicht für Chlordioxid).
- Je höher die **Temperatur**, desto größer die Desinfektionswirkung.
- **Anorganische Stoffe** (z.B. Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S) reduzieren Chlor zu Chloridionen (Cl^-).
- **Organische Stoffe** reagieren mit Chlor zu Verbindungen mit sehr geringer Desinfektionswirkung.
- **Ammonium** reagiert mit Chlor zu Chloraminen, die ebenfalls desinfizierend wirken, jedoch in geringerem Maße als freies Chlor.

Auch die Wahl der Chlorverbindung spielt eine Rolle; Chlordioxid wirkt beispielsweise stärker viruzid als Chlor (Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014). Zudem ist der angestrebte Restchlorgehalt zu bedenken.

Neben dem CT-Wert sind die minimale und maximale Chlordosierung $c_{\text{Cl}_2, \min}$ und $c_{\text{Cl}_2, \max}$ sowie die minimale Kontaktzeit $t_{\min}$ festzulegen. Die erforderliche Kontaktzeit wird zunächst mit der maximalen Cl_2 -Dosierung berechnet:

$$t = \max\left(\frac{CT_{\min}}{c_{\text{Cl}_2, \max}}, t_{\min}\right). \quad (16)$$

Falls die minimale Kontaktzeit unterschritten würde, wird diese stattdessen angesetzt ($t = t_{\min}$) und die Cl_2 -Dosierung entsprechend angepasst:

$$c_{\text{Cl}_2} = \max\left(c_{\text{Cl}_2, \min}, \frac{CT_{\min}}{t_{\min}}\right). \quad (17)$$

Da reale Kontaktbecken eine Verweilzeitverteilung aufweisen, wird für die Berechnung des erforderlichen Beckenvolumens der t_{10} -Wert berücksichtigt. Das Verhältnis t_{10}/τ entspricht der auf die mittlere Verweilzeit bezogenen Zeit, nach der 10% des Volumenstroms den Reaktor verlassen haben. Damit wird gewährleistet, dass die zuvor berechnete Kontaktzeit für 90% des zu behandelnden Wassers erreicht wird. Das erforderliche Kontaktbeckenvolumen ergibt sich damit zu:

$$V = \frac{t_{10} Q_{\dim}}{\tau}, \quad (18)$$

wobei $Q_{\dim}$ den Bemessungsvolumenstrom (hier: maximaler Volumenstrom) bezeichnet.

Flächenbedarf

Zusätzlich zum Kontaktbecken ist Platz für die Lagerung bzw. Erzeugung des eingesetzten Desinfektionsmittels vorzusehen. Der Flächenbedarf wird über die Grundfläche des Kontaktbeckens abgeschätzt, der ein vom Benutzer anpassbarer Prozentsatz p_A zugeschlagen wird:

$$A = \frac{V}{h} \cdot (1 + p_A). \quad (19)$$

Der Parameter h steht dabei für die Höhe des Kontaktbeckens.

Lebensdauer

Die Lebensdauer der Aggregate liegt erfahrungsgemäß bei ca. 15 Jahren (Joksimovic, 2006).

Tabelle 10 Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für Bau und Bemessung der Chlorung

Symbol	Parameter	Einheit	hinter- legter Wert	typischer Wertebereich	Quellen
<i>Fallspezifisch anzugebende Werte</i>					
Q_{dim}	Bemessungsvolumenstrom: maximaler Volumenstrom/Peak	m ³ /h			
CT_{min}	min. erforderlicher CT-Wert	mg min/L	20	15	1000 Crittenden und Borchardt, 2012, DWA, 2017, Environmental Protection Agency, 2011, US EPA, 1999
$CCl_{2,min}$	minimale Chlordosierung	mg Cl ₂ /L	1	1	10 Annahme
<i>Wählbare Parameter</i>					
h	Kontaktbeckenhöhe	m	3	1	6 Annahme
<i>Bei genauerer Kenntnis oder in Sonderfällen anzupassende Parameter</i>					
$CCl_{2,max}$	maximale Chlordosierung	mg Cl ₂ /L	20	20	24 Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, DWA, 2013, Wagner, Scheyer und Bischoff, 2012, Lazarova et al., 1999, US EPA, 1999
t_{min}	minimale Kontaktzeit	min	10	5	20 Baur et al., 2019, Lazarova et al., 1999
t_{10}/T	Korrekturfaktor Verweilzeit	-	0,7	0,3	0,8 Gorzalski, Harrington und Coronell, 2018, Environmental Protection Agency, 2011
p_A	spezifischer zusätzlicher Flächenbedarf	m ² /m ² Kontaktbeckenfläche	0,3		Annahme
t	Lebensdauer der Aggregate	a	15		Joksimovic, 2006

3.4.2.2 Betrieb

Reinigungsleistung und Ausbeute

Die Ausbeute der Chlorung liegt bei 100%.

Die Chlorung wirkt sich vorrangig auf Hygieneparameter aus, die nicht explizit in dem in WaRelp definierten Stoffstromvektor (vgl. Abschnitt 3.1) enthalten sind. Es wird davon ausgegangen, dass über die Wahl der Bemessungsparameter – insbesondere des min. CT-Wertes – eine für den spezifischen Anwendungsfall ausreichende Desinfektionswirkung sichergestellt ist.

Ein weiterer Nebeneffekt bei der Verwendung von Chlor oder Hypochlorit (jedoch nicht bei Chlordioxid) ist die Umwandlung von Ammonium in Chloramine (s.o.), die theoretisch bei einem Verhältnis $r_{Cl_2:NH_4}$ von ca. 5 g Cl_2 pro g NH_4 -N zu einer vollständigen Umsetzung des Ammoniums führt. In der Praxis ist jedoch eine größere Chlormenge erforderlich, da Chlor bevorzugt mit anorganischen Stoffen reagiert und weitere Konkurrenzreaktionen auftreten können (Chlorzehrung) (Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014). Hier wird vereinfachend angenommen, dass nach Überwindung der Chlorzehrung $c_{Cl_2,0}$ die Ammoniumkonzentration bis zum Erreichen des benötigten Verhältnisses für die vollständige Entfernung linear abnimmt:

$$NH_{4,ab} = \max\left(NH_{4,zu} - \frac{c_{Cl_2} - c_{Cl_2,0}}{r_{Cl_2:NH_4}}, 0\right). \quad (20)$$

Dabei ist zu beachten, dass die resultierende Ammoniumkonzentration $NH_{4,ab}$ bei geringen Chlordosierungen dadurch tendenziell unterschätzt wird (vgl. Pressley, Bishop und Roan, 1972).

Betriebsmittelbedarf

Die benötigte Chlordosierung wird aus dem angestrebten CT-Wert (siehe Bemessung) und der Verweilzeit, die durch den eingehenden Volumenstrom und die Größe des Kontaktbeckens festgelegt ist, berechnet:

$$c_{Cl_2} = \max\left(c_{Cl_2,min}, \min\left(\frac{CT_{min}}{V \cdot \frac{t_{10}}{\tau}} \cdot Q, c_{Cl_2,max}\right)\right). \quad (21)$$

Falls der angestrebte CT-Wert bei maximaler Chlordosierung nicht erreicht werden kann, wird eine Warnung ausgegeben.

Die benötigte Menge des gewählten Desinfektionsmittels ergibt sich anhand des entsprechenden Cl_2 -Äquivalentes aus der Cl_2 -Dosierung (vgl. Tabelle 9).

Energiebedarf

Der direkte Energiebedarf ist abhängig von der Bereitstellung der eingesetzten Chlorverbindung. Für die Chloreelektrolyse kann der Energiebedarf erfahrungsgemäß mit ca. 0,02 – 0,07 kWh/m² angesetzt werden; die Dosierung von Chlordioxid benötigt ca. 0,001 kWh/m³ (Oertlé, 2018, DWA, 2017, Bischoff, 2013).

Reststoffe und Emissionen

Bei der Chlorung fallen keine Reststoffströme an.

Personalbedarf

Der Personalbedarf für die Chlorung wird basierend auf Erfahrungswerten festgelegt und beläuft sich auf ca. 20-50 h/ Monat für die Prozessüberwachung, die Bereitstellung der Chemikalien und die Instandhaltung und Wartung der Anlage (Oertlé, 2018, Joksimovic, 2006, Rankness, Stover und Krenek, 1984).

Voraussetzungen

Die Desinfektionswirkung der Chlorverbindungen ist nur im pH-Bereich von ca. 6,5 - 9 gegeben (Bischoff, 2013). Bei pH-Werten > 8,5 sollte Chlordioxid genutzt werden (Pennsylvania Department of Environmental Protection, 2016).

Des Weiteren ist eine möglichst geringe Konzentration an Partikeln, organischen Stoffen und anderen chlorzehrenden Wasserinhaltsstoffen vorteilhaft, da sowohl die benötigte Chlordosierung als auch die Bildung von Desinfektionsnebenprodukten dadurch verringert wird.

Tabelle 11 Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für den Betrieb der Chlorung

Symbol	Parameter	Einheit	hinter- legter Wert	typischer Wertebereich		Quellen
Fallspezifisch anzugebende Werte						
C _{Cl2,0}	direkte Chlorzehrung (ohne Ammonium)	mg Cl ₂ /L	1	0	5	Annahme
Wählbare Parameter						
r _{Cl2}	spez. Desinfektionsmittelbedarf	g/g Cl ₂				siehe Tabelle 9
	Chlorgas		1			
	Chlordioxid		0,38			
	Natriumhypochlorit		6,7	5,9	8,3	
	Calciumhypochlorit		1,5			
Bei genauerer Kenntnis oder in Sonderfällen anzupassende Parameter						
r _{Cl2:NH4}	zur vollständigen Ammonium-Umsetzung benötigte Chlormenge	mg Cl ₂ /mg NH ₄ -N	5			Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014
e	spez. Energiebedarf	kWh/m ³	0,03	0,001	0,07	DWA, 2017, Oertlé, 2018, Bischoff, 2013
PE	Personalbedarf	h/Monat	30	20	50	Oertlé, 2018, Joksimovic, 2006, Rankness, Stover und Krenek, 1984

3.4.3 UV-Desinfektion

Die desinfizierende Wirkung von UV-Licht (200-280 nm) basiert auf der Zerstörung der DNA in den Zellen durch die UV-Strahlung. Das UV-Licht wird mit Quecksilberlampen erzeugt. Dabei werden drei Arten von Lampen unterschieden:

- Niederdruckstrahler (LP, engl. low pressure),
- Hochleistungs-Niederdruckstrahler (LPHI, engl. low pressure, high intensity),
- Mitteldruckstrahler (MP, engl. medium pressure).

Wesentliche Eigenschaften der verschiedenen Lampentypen sind in Tabelle 12 aufgeführt. Die Lampen sind üblicherweise in einem Durchflussreaktor angeordnet. Dabei kann es sich um einen (offenen) Kanal (Beton oder Edelstahlbecken) oder einen geschlossenen, meist rohrförmigen Reaktor handeln.

Tabelle 12 Eigenschaften verschiedener UV-Lampentypen (Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, Environmental Protection Agency, 2011)

Lampentyp	LP	LPHI	MP
UV-Leistung pro Lampe (W)	40-100	100-500	1000-30000
UV-Effizienz (%)	30-50	30-50	15-20
Lebensdauer der Lampen (a)	0,9-1,4	1-1,7	0,3-0,9
Lebensdauer der Vorschaltgeräte (a)	10-15	10-15	3-5
Lebensdauer der Quarzglaskolben (a)	4-6	4-6	1-3

Typische Einsatzgebiete der UV-Desinfektion sind die Desinfektion von Trinkwasser oder biologisch behandeltem Abwasser für die Wiederverwendung. Weiterführende Informationen zur UV-Desinfektion finden sich z. B. in Environmental Protection Agency (2011), US EPA (2006) und Metcalf & Eddy, Inc und AECOM (2014).

Anhand des im Folgenden beschriebenen Verfahrensmoduls UV-Desinfektion werden folgende **Eingangsdaten für die Bewertung** berechnet (oder sind im Modul hinterlegt):

- Kontaktbeckenvolumen (m³)
- benötigte Anzahl UV-Lampen (-)
- Flächenbedarf (m²)
- Lebensdauer (a)
- Ablaufwerte (WaRelp-Stoffstromvektor)
- Energiebedarf (kWh/d)
- Personalbedarf (h/Monat).

Im Folgenden werden die in WaRelp verwendeten Berechnungsansätze erörtert. Eine Übersicht typischer Wertebereiche der in der Berechnung genutzten Parameter findet sich in Tabelle 13 und Tabelle 14.

3.4.3.1 Bemessung

Anlagengröße

Analog zu chemischen Desinfektionsverfahren wird für die UV-Desinfektion die UV-Dosis D als Produkt aus UV-Strahlungsintensität I und Expositionszeit t definiert:

$$D = I \cdot t. \quad (22)$$

Die zum Erreichen einer bestimmten Desinfektionswirkung notwendige UV-Dosis hängt von der Art der Mikroorganismen sowie der Wasserbeschaffenheit ab. Wasserspezifische Einflüsse sind insbesondere die UV-Transmission UVT sowie die Feststoffkonzentration und Partikelgrößenverteilung. Die UV-Transmission wird bspw. durch Feststoffe, organische Stoffe (insbesondere Huminstoffe, Aromaten, Verbindungen mit Doppelbindungen), Eisen und Mangan verringert. Richtwerte für erforderliche UV-Dosen für verschiedene Mikroorganismen, Entfernungsgrade und Anwendungsfälle können der Literatur entnommen werden (Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, Environmental Protection Agency, 2011).

Für die Bemessung ist eine Berechnung der UV-Dosis über die Strahlungsintensität und die mittlere Verweilzeit nicht praktikabel: da die UV-Strahlung im Durchflussreaktor nicht gleichmäßig ist, erhalten die einzelnen Mikroorganismen auf ihrem Weg durch den Reaktor unterschiedliche Strahlungsdosen. Dadurch ergibt sich eine Dosisverteilung (analog zur Verweilzeitverteilung), die neben der Reaktorgeometrie u. a. auch von der Durchflussgeschwindigkeit und der UV-Transmission abhängt (Wols et al., 2011, Li et al., 2017, Sommer et al., 1997). Sind die Dosisverteilung des gewählten Systems und die Inaktivierung des Zielorganismus in Abhängigkeit der Strahlungsdosis bekannt, kann die Desinfektionswirkung theoretisch berechnet werden (Chiu et al., 1999b). Entsprechende Daten liegen in der frühen Planung jedoch in der Regel nicht vor.

Wols et al. (2011) definieren als Referenzwert eine charakteristische Dosis D_{char} , die bei idealen Strömungsbedingungen in einer an die UV-Transmission angepassten Geometrie erreicht wird, in Abhängigkeit der UV-Leistung P , der UV-Absorption⁹ α und des Durchflusses Q :

$$D_{char} = \frac{2 \cdot P}{Q \cdot \alpha} \cdot e^{-1}. \quad (23)$$

Die in verschiedenen UV-Desinfektionssystemen tatsächlich erzielte Reduktionsäquivalentdosis liegt – je nach Dosisverteilung und Inaktivierungskinetik – bei ca. 20-70% der jeweiligen charakteristischen Dosis (Wols et al., 2011, Li et al., 2016). Die Reduktionsäquivalentdosis wird dabei wesentlich durch die geringsten erzielten Dosen bestimmt (minimale Dosis bzw. 10. Perzentil der Dosisverteilung; siehe z. B. Li et al. (2016), Wols et al. (2011)). Für die überschlägige Bemessung wird die erforderliche UV-Leistung zum Erreichen der benötigten UV-Dosis D_{dim} aus der um einen Korrekturfaktor η_H verminderten charakteristischen Dosis abgeschätzt:

$$P_{dim} = \frac{Q_{dim} \cdot \alpha \cdot D_{dim}}{2 \cdot e^{-1} \cdot \eta_H}, \quad (24)$$

woraus wiederum die benötigte Mindestanzahl an UV-Lampen $n_{L,min}$ berechnet werden kann. Dabei ist neben der UV-Effizienz der Lampen η_{UV} auch die Verminderung der Lampenleistung durch Alterung 1-

⁹ Die UV-Absorption kann direkt aus der UV-Transmission und der zugehörigen Pfadlänge ΔL (in m) berechnet werden: $\alpha = \frac{-\log(UVT)}{\Delta L}$.

η_A und Ablagerungen (Biofilm, anorganische Ausfällungen) $1-\eta_F$ auf der Lampenoberfläche zu berücksichtigen:

$$n_{L,min} = \frac{P_{dim}}{P_L \cdot \eta_F \cdot \eta_A \cdot \eta_{UV}}, \quad (25)$$

mit der Leistung pro Lampe P_L .

UV-Lampen sind in der Regel in Modulen mit mehreren Lampen angeordnet. Um auch bei Wartungs- und Reparaturarbeiten die nötige Desinfektionsleistung gewährleisten zu können ist eine ausreichende Redundanz f_{red} vorzusehen. Die benötigte Anzahl an Lampenmodulen n_M beträgt demnach:

$$n_M = \left\lceil \frac{n_{L,min}}{n_{L,Modul}} \right\rceil f_{red}, \quad (26)$$

wobei $n_{L,Modul}$ die Anzahl der Lampen pro Modul bezeichnet.

Die Größe des Kontaktbeckens V wird über das Beckenvolumen pro Lampe V_L abgeschätzt:

$$V = n_M \cdot n_{L,Modul} \cdot V_L. \quad (27)$$

Flächenbedarf

Die UV-Desinfektion benötigt Platz für das Kontaktbecken sowie die zugehörigen Versorgungs- und Steuerungsaggregate (Stromversorgung, Anlagensteuerung usw.). Der Flächenbedarf wird über die Grundfläche des Kontaktbeckens A abgeschätzt, der ein vom Benutzer anpassbarer Prozentsatz p_A zugeschlagen wird:

$$A = \frac{V}{h} (1 + p_A). \quad (28)$$

Lebensdauer

Die UV-Lampen, Vorschaltgeräte und Quarzglas Kolben müssen regelmäßig ausgetauscht werden; ihre Lebensdauern unterscheiden sich je nach Lampentyp (vgl. Tabelle 12). Für die Bautechnik kann ein üblicher Wert von z. B. 30 Jahren angesetzt werden.

Tabelle 13 Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparameter für Bau und Bemessung der UV-Desinfektion

Symbol	Parameter	Einheit	hinter- legter Wert	typischer Wertebereich	Quellen
<i>Fallspezifisch anzugebende Werte</i>					
Q_{dim}	Bemessungsvolumenstrom: maximaler Volumenstrom/Peak	m^3/h			
D_{dim}	min. erforderliche UV-Dosis	J/m^2	400	100	1000 Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014, Environmental Protection Agency, 2011, Bischoff, 2013
UVT	UV-Transmission (1 cm) des zu behandelnden Wassers	%	70	56	98 Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014
<i>Wählbare Parameter</i>					
P_L	UV-Leistung pro Lampe	W/Lampe			
η_{UV}	UV-Effizienz der Lampen	%			
t_L	Lebensdauer der Lampen	a			
t_{VG}	Lebensdauer der Vorschaltgeräte	a			siehe Tabelle 12
t_K	Lebensdauer der Kolben	a			
$n_{L,Modul}$	Anzahl der Lampen pro Modul	-	8	2	16 Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014
f_R	Redundanz	-	2		
h	Beckenhöhe	m	1,5		Annahme
<i>Bei genauerer Kenntnis oder in Sonderfällen anzupassende Parameter</i>					
η_F	Foulingfaktor (durch Fouling verringerter Lampenwirkungsgrad)	-	0,95	0,7	0,95 Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014
η_A	Alterungsfaktor (durch Alterung verringerter Lampenwirkungsgrad)	-	0,8	0,5	0,98 Metcalf & Eddy, Inc und AECOM, 2014
η_H	Korrekturfaktor Dosisverteilung	-	0,55	0,2	0,7 Wols et al., 2011, Li et al., 2016
V_L	benötigtes Beckenvolumen pro Lampe	$m^3/Lampe$	0,2		Annahme
p_A	spezifischer zusätzlicher Flächenbedarf	m^2/m^2 Kontaktbeckenfläche	0,3		Annahme
t_B	Lebensdauer der Bautechnik	a	30		

3.4.3.2 Betrieb

Reinigungsleistung und Ausbeute

Die Ausbeute der UV-Desinfektion liegt bei 100%.

Die UV-Desinfektion wirkt sich auf Hygieneparameter aus, die nicht explizit in dem in WaRelp definierten Stoffstromvektor (vgl. Abschnitt 3.1) enthalten sind. Es wird vorausgesetzt, dass durch die Wahl der Bemessungsparameter eine ausreichende Desinfektionsleistung gewährleistet ist, solange der Bemessungsvolumenstrom nicht überschritten wird.

Betriebsmittelbedarf

Für die Reinigung der Lampen können ggf. Chemikalien zum Einsatz kommen, die hier jedoch nicht weiter berücksichtigt werden.

Reststoffe und Emissionen

Direkt aus dem Prozess fallen keine Reststoffe oder Emissionen an. Die Entsorgung der verbrauchten UV-Lampen sollte jedoch in der Bewertung berücksichtigt werden.

Energiebedarf

Der Energiebedarf der UV-Desinfektion wird im Wesentlichen durch die Erzeugung des UV-Lichtes sowie in deutlich geringerem Maße durch die Förderung des Wassers durch das UV-Desinfektionssystem verursacht (vgl. Wols 2011). Die Leistung der eingesetzten Lampen P_L liefert eine ungefähre Abschätzung des Energiebedarfs E :

$$E = \frac{P_L \cdot n_L}{Q_{\text{dim}} f_{\text{red}}} \cdot Q \quad (29)$$

wobei angenommen wird, dass die Lampenleistung dem jeweiligen Durchfluss Q angepasst wird (z. B. durch Abschalten eines Teils der Lampen oder Regelung der Leistung). Dabei ist jedoch anzumerken, dass der Einfluss des Volumenstroms sowie der Strahlungsintensität der Lampen auf die erzielte Desinfektionswirkung systemabhängig ist und sich nicht direkt theoretisch vorhersagen lässt (siehe z.B. Sommer et al., 1997, Chiu et al., 1999a, Xu, Zhao und Rangaiah, 2013).

Personalbedarf

Der Personalbedarf für die Überwachung, Dokumentation, Reinigung der Strahler sowie sonstige Wartungs- und Reparaturarbeiten wird über Erfahrungswerte abgeschätzt und liegt bei ca. 15-25 h/Monat bzw. rund 3 h/d (Joksimovic, 2006, Jekel et al., 2016, Müller et al., 2009).

Voraussetzungen

Die Feststoffkonzentration sollte unter $< 10\text{-}20 \text{ mg/L}$ liegen, um eine übermäßige Abschirmung und Verringerung der UV-Transmission durch Partikel zu vermeiden (Müller et al., 2009, MULNV, 2018).

Tabelle 14 Hinterlegte Werte und typische Wertebereiche der Modellparamater für den Betrieb der UV-Desinfektion

Symbol	Parameter	Einheit	hinter- legter Wert	typischer Wertebereich	Quellen
<i>Bei genauerer Kenntnis oder in Sonderfällen anzupassende Parameter</i>					
PE	Personalbedarf	h/Monat	20	15 25	Jekel et al., 2016, Joksimovic, 2006, Müller et al., 2009
AFS _{zu,max}	maximal zulässige Feststoffkonzentration im Zulauf	mg/L	20	10 20	Müller et al., 2009, MULNV, 2018

3.5 Anwendungsbeispiel Modellindustriepark

Zur exemplarischen Anwendung und Erprobung des Planungsbaukastens (Stoffstrommodell und Bewertungsmethoden) wurde der im TP 1 entwickelte Modellindustriepark (MIP) als gemeinsames Beispiel ausgewählt. Dazu wurden im TP 1 mehrere Re-Use-Varianten festgelegt, für die unter Anwendung des Stoffstrommodells im TP 4 variantenspezifische Kenndaten berechnet wurden, die an TP 6.1 zur Kostenbetrachtung und an TP 6.2 zur Bewertung auf Basis der Ökobilanzierung weitergegeben wurden.

Im Folgenden wird nach einer kurzen Beschreibung des MIP und der betrachteten Re-Use-Varianten die Implementierung der Varianten im Stoffstrommodell beschrieben. Das Vorgehen und die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung (TP 6.1) und der Ökobilanzierung (TP 6.2) sind in den Schlussberichten des IEEM (TP 6.1) und der TUD/SUR (TP 6.2) zu finden. Ausführliche Informationen zum Modellindustriepark können dem Schlussbericht der TUD/LM (TP 1.3) entnommen werden.

3.5.1 Beschreibung des Modellindustrieparks und der betrachteten Re-Use-Konzepte

Der im Verbundprojekt entwickelte MIP wurde exemplarisch für eine Industriezone im Nordwesten Chinas aufgebaut und an die dortigen Rahmenbedingungen angepasst (siehe Schlussbericht TUD/LM). Die Abwässer von 19 Industrieanlagen sowie der Kantine und den sanitären Anlagen werden gemeinsam in einer zentralen Kläranlage (Central Wastewater Treatment Plant, kurz CWWTP) behandelt (siehe Bild 18). In der CWWTP wird das Abwasser auf den Qualitätsstandard der Klasse 1 des chinesischen Integrated Wastewater Discharge Standards (GB 8978-1996) gereinigt. Anschließend wird das Abwasser der CWWTP entweder direkt in einen Fluss eingeleitet bzw. der Water Re-Use Plant (WRP) zur weiteren Aufbereitung entsprechend der Qualitätsanforderungen der Re-Use Zwecke nach GB/T 18920-2002 und GB/T 19923-2005 zugeführt. Das aufgereinigte Wasser der WRP kann anschließend für die definierten infrastrukturellen Re-Use-Zwecke verwendet werden. Untersuchte Re-Use-Zwecke sind hier Straßenreinigung, Bewässerung, Löschwasser, Toilettenspülung und Kühlwasser.

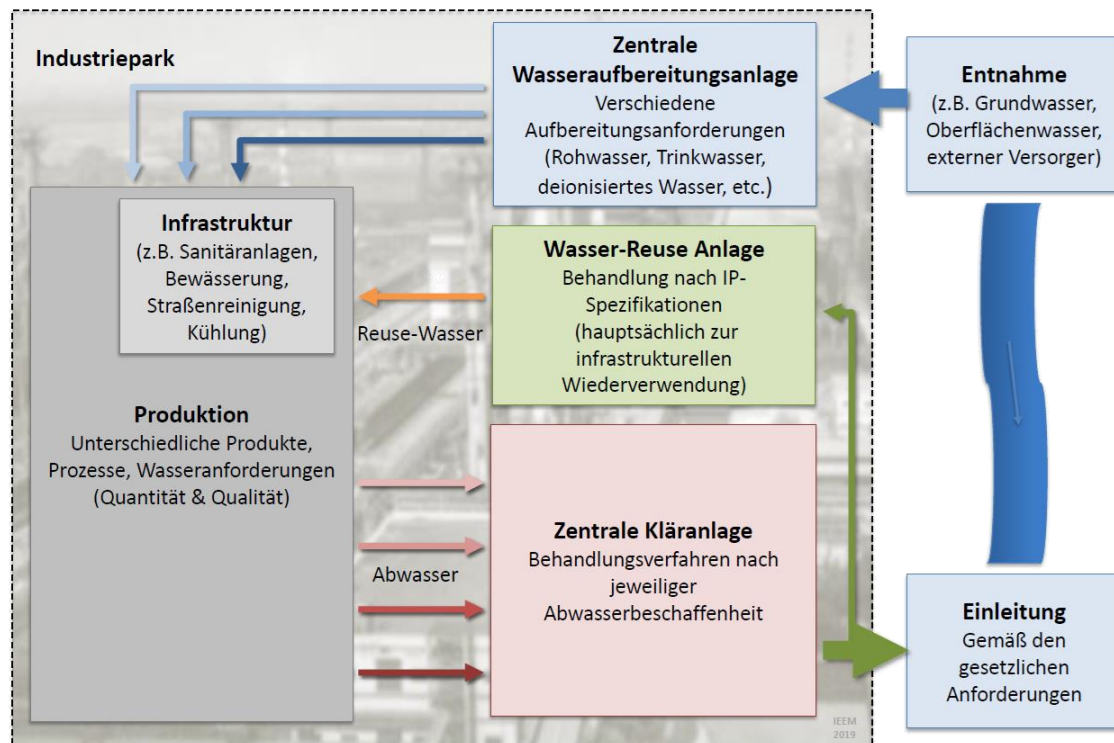


Bild 18 Schematische Übersicht der Wasserströme im WaRelp-Modellindustriepark (aus TP 1, TUD)

Auf Basis der o.g. möglichen Verwendungszwecke für das Re-Use-Wasser wurden im TP 1 unterschiedliche Re-Use-Varianten erarbeitet. Die Re-Use-Varianten unterscheiden sich hinsichtlich der durch Re-Use-Wasser versorgten Zwecke und des Anteils des wiederverwendeten Wassers bezogen auf das Gesamtabwasseraufkommen (Re-Use-Faktor) (siehe Tabelle 15). Mit Blick auf die bisher üblicherweise zentrale Abwasserbehandlung berücksichtigen die betrachteten Varianten keine direkte Wiederverwendung einzelner schwach belasteter Teilströme der 19 Betriebe. Folgende Varianten werden unterschieden:

- **V0** - Die **No-Re-Use**-Variante (NRV) stellt den Basisfall dar, in dem die gesamte Abwassermenge der CWWTP in einen Fluss eingeleitet wird.
- **V1** - In Variante 1 wird eine WRP implementiert, die ca. **5%** des Abwassers der CWWTP nutzt um den Wasserbedarf der Straßenreinigung und Bewässerung zu decken.
- **V2** - In Variante 2 wird der Re-Use-Faktor auf **7%** erhöht, sodass der Wasserbedarf der Straßenreinigung, Bewässerung und Toilettenspülung gedeckt werden kann.
- **V3** - Variante 3 weist einen Re-Use Faktor von **14%** auf und deckt damit den Wasserbedarf der Straßenreinigung, Bewässerung, Toilettenspülung und Kühlwasser.

Tabelle 15 Betrachtete Re-Use-Varianten für den Modellindustriepark

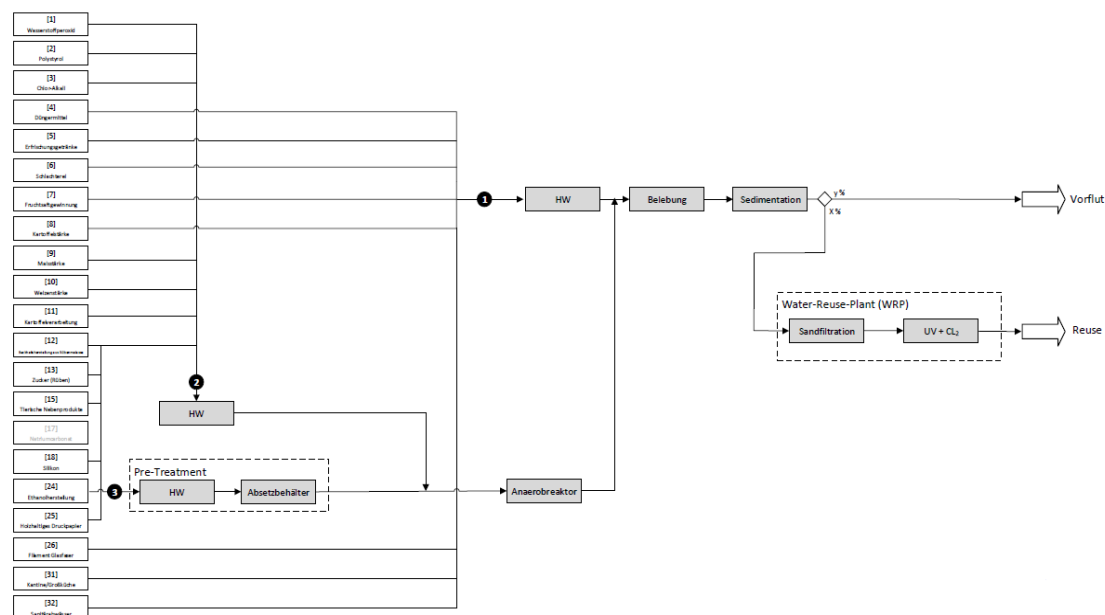
	No-Re-Use-Variante	Re-Use-Variante 1	Re-Use-Variante 2	Re-Use-Variante 3
Re-Use-Zwecke	-			
Re-Use-Wasserbedarf	0 m³/d	5.150 m³/d	6.566 m³/d	13.479 m³/d
Re-Use-Faktor	0%	5%	7%	14%

In den Varianten, in denen die definierten Re-Use-Zwecke nicht durch Re-Use-Wasser gespeist werden können, wird angenommen, dass dieser Bedarf durch die Aufbereitung von Oberflächenwasser in einer konventionellen Wasseraufbereitungsanlage (für die Re-Use-Zwecke Straßenreinigung, Bewässerung, Toilettenspülung) bzw. durch eine Dekarbonisierungsanlage (für den Re-Use-Zweck Kühlwasser) bereitgestellt wird (IO-Module). Es wurde im Projektverbund WaRelp angenommen, dass das gesamte Abwasser des IP immer die CWWTP durchläuft und gemäß den gesetzlichen Bestimmungen gereinigt wird, bevor es alternativ entweder eingeleitet oder in der WRP weiter aufbereitet wird. Die gewählte Vorgehensweise garantiert, dass jederzeit das gesamte Abwasser des IP entsprechend der gesetzlichen Standards eingeleitet werden kann.

Für die WRP werden unabhängig vom Verwendungszweck des Re-Use-Wassers die folgenden drei Prozessmodule angenommen: Sandfiltration, UV-Desinfektion und Chlorung (Bild 19). Die Aufbereitungsschritte wurden im TP 1 festgelegt.

Darüber hinaus wurden im Verbund folgende Annahmen getroffen:

- Im Versorgungsnetz tritt ein Verlust an Re-Use-Wasser von 8% auf.
- Die WRP wird überdimensioniert, sodass die Prozessmodule für eine 75%ige Auslastung der gesamten Anlagenkapazität ausgelegt werden.


Bild 19 Aufbereitungskonzept für den WaRelp-Modellindustriepark (Konzept und Bild aus TP 1, TUD)

3.5.2 Abbildung der Re-Use-Varianten im Stoffstrommodell

3.5.2.1 Betrachtungsrahmen und Systemgrenzen

Die wesentliche Fragestellung im hier gewählten Beispiel ist, ob und für welche Zwecke die Bereitstellung von Re-Use-Wasser als Alternative zur Versorgung mit aufbereitetem Oberflächenwasser vorteilhaft ist. Entsprechend unterscheiden sich die zu vergleichenden Varianten hinsichtlich der

- in der WRP aufzubereitenden Wassermenge,
- Menge des extern bezogenen Oberflächenwassers und
- Menge des abgeleiteten gereinigten Abwassers.

Da der Fokus dabei nicht auf der Verfahrensauswahl liegt und die Verfahrenskette für die WRP im Vorfeld der hier exemplarisch durchgeführten Bewertung im TP 1 festgelegt wurde, wird die Veränderung der Wasserqualität durch die Aufbereitung nicht explizit simuliert, d.h. die Stoffströme werden nur mengenmäßig abgebildet¹⁰. Es wird vorausgesetzt, dass die gewählte Anlagenkonfiguration zu einer ausreichenden Aufbereitung führt.

Die im Industriepark angesiedelten Produktionsstätten sind in allen Szenarien identisch. Neben dem durchschnittlichen Betrieb wurden keine weiteren Lastfälle definiert. Daher werden die Produktionsstätten nicht im Einzelnen modelliert. Die abgeleitete Wassermenge wird über den Ablauf der CWWTP erfasst; die benötigte Kühlwassermenge wird als einfaches Nutzungsmodul definiert. Hier wären in einem nächsten Schritt auf Basis des vorliegenden Modells verschiedene Lastfälle zu analysieren, die variable Betriebszeiten und Ausfallzeiten oder auch eine unterschiedliche Wasserabnahme z. B. während Trocken- und Regenzeiten abbilden.

Die Aufbereitung in der vorgeschalteten CWWTP ist in allen Varianten verfahrenstechnisch und mengenmäßig gleich. Daher kann die CWWTP in der vergleichenden Bewertung ausgeklammert werden; die CWWTP wird als Nutzungsmodul mit einem abzuleitenden Wasserstrom abgebildet.

Zusätzlich wird angenommen, dass die Implementierung der WRP keinen Einfluss auf die Aufbereitung des Oberflächenwassers hat (abgesehen von der Verringerung der benötigten Menge). Das aufbereitete Oberflächenwasser wird daher als IO-Modul modelliert.

3.5.2.2 IO-Module

Für den Fluss gibt es keine mengenmäßige Beschränkung für die Einleitung des nicht weiter genutzten Ablaufs der CWWTP. Die Einhaltung der Qualitätsanforderungen muss nicht überprüft werden, da eine ausreichende Reinigungsleistung der Kläranlage vorausgesetzt wird. Daher muss dieses IO-Modul nicht im Detail ausformuliert werden und dient nur der Erfassung der eingeleiteten Wassermenge.

Die Oberflächenwasseraufbereitung stellt zwei Wasserqualitäten bereit: konventionell aufbereitetes und dekarbonisiertes Wasser. Für beide Qualitäten wird keine mengenmäßige Beschränkung angenommen. Da angenommen wird, dass die Wasseraufbereitung im Industriepark erfolgt und die dafür benötigten Anlagen unabhängig von der Re-Use-Wasser-Erzeugung sind, werden lediglich die für die Aufbereitung benötigten Ressourcen in der Bewertung berücksichtigt. Die dafür angesetzten Werte beruhen auf Datensätzen aus der Datenbank ecoinvent 3.4 (siehe auch Schlussbericht TUD/SUR). Im Stoffstrommodell wird die benötigte Wassermenge berechnet.

¹⁰ Hieran wird deutlich, dass der Modellaufbau je nach Fragestellung gezielt vereinfacht werden kann.

3.5.2.3 Nutzungsmodule

Die CWWTP wird, wie in Abschnitt 3.5.2.1 erläutert, als Nutzungsmodul abgebildet. Der durchschnittliche Ablauf der CWWTP beträgt in allen Szenarien 94.658 m³/d. Es wird davon ausgegangen, dass dieser mindestens die für die Einleitung nötigen Qualitätsanforderungen erfüllt.

Als weitere Nutzungsmodule werden die betrachteten Re-Use-Zwecke abgebildet, d. h. Grünflächenbewässerung, Straßenreinigung, Sanitäranlagen und Kühlwasser. Dabei werden die in Kapitel 3.2 beschriebenen Nutzungsmodule verwendet. Der Kühlwasserbedarf wird als fester Wert angesetzt, da die einzelnen Produktionen nicht explizit modelliert werden (siehe Abschnitt 3.5.2.1). Die fallspezifischen Parameter der Nutzungsmodule sind in Tabelle 16 zusammengefasst.

Die Produktionsprozesse sind indirekt über die Ablaufmenge der CWWTP und den Kühlwasserbedarf berücksichtigt.

Tabelle 16 Für das Anwendungsbeispiel Modellindustriepark angesetzte Modellparameter der Nutzungsmodule

Parameter	Wert
Grünfläche	520.000 m ²
Straßenfläche	234.000 m ²
Anzahl Mitarbeiter	35.389 PE
Kühlwasserbedarf	6.913 m ³ /d

3.5.2.4 Verfahrensmodule

Die für die WRP vorgesehene Prozesskette aus Sandfiltration, UV-Desinfektion und Chlorung wird anhand der in Kapitel 3.4 beschriebenen Verfahrensmodule abgebildet.

Dabei werden für die drei Varianten (vgl. Tabelle 15) die jeweiligen sich aus dem Re-Use-Wasserbedarf, den angenommenen Wasserverlusten im Versorgungsnetz von 8 % und dem Spülwasserbedarf der Sandfiltration ergebenden Volumenströme angesetzt. Der Bemessungsvolumenstrom beträgt jeweils 133% des durchschnittlichen Betriebsvolumenstroms (wegen der angenommenen durchschnittlichen Auslastung von 75%, siehe Annahmen unter 3.5.1). Die weiteren Modellparameter sind für alle Varianten identisch.

Die für die Sandfiltration, die UV-Desinfektion und die Chlorung angesetzten Modellparameter sind in Tabelle 17, Tabelle 18 und Tabelle 19 zusammengestellt. Für die Chlorung wird davon ausgegangen, dass angeliefertes Chlorgas zum Einsatz kommt. Der Energiebedarf wird daher als vernachlässigbar gering angesehen.

Tabelle 17 Für das Anwendungsbeispiel Modellindustriepark angesetzte Modellparameter der Sandfiltration

Symbol	Parameter	Einheit	V1	V2	V3
<i>Bemessung und Bau</i>					
Q_{dim}	Bemessungsvolumenstrom	m^3/d	7.900	10.100	20.600
AFS_{dim}	Bemessungswert Feststoffkonzentration	mg/L		20	
v_{F}	Filtergeschwindigkeit	$\text{m}^2/(\text{m}^2\text{h})$		8	
B_{AFS}	zulässige Feststoffraumbelastung	$\text{kg}/(\text{m}^3 \text{ Zyklus})$		3	
ρ	Schüttdichte Filtermaterial (Quarzsand)	kg/m^3		1.500	
$h_{\text{F,min}}$	minimale zulässige Filterhöhe	m		0,5	
$h_{\text{F,max}}$	maximal zulässige Filterhöhe	m		2	
$A_{\text{F,max}}$	maximale Fläche pro Filter	m^2		80	
$n_{\text{F,min}}$	minimale Anzahl an Filtern	-		6	
p_{A}	spezifischer zusätzlicher Flächenbedarf	$\text{m}^2/\text{m}^2 \text{ Filterfläche}$		0,5	
<i>Betrieb</i>					
Q	durchschnittlicher Volumenstrom im Betrieb (75% Auslastung)	m^3/d	5.892	7.513	15.420
AFS_{ab}	Feststoffkonzentration im Ablauf	mg/L		2	
$q_{\text{Spül}}$	Spülwasseranfall	$\text{m}^3/\text{m}^3 \text{ Zulauf}$		0,05	
e	spez. Energiebedarf	kWh/m^3		0,05	
p_{MV}	Materialverlust	$\%/a$		3	
PE	Personalbedarf	h/Monat		30	
$\text{AFS}_{\text{zu,max}}$	maximal zulässige Feststoffkonzentration im Zulauf	mg/L		45	
$v_{\text{F,max}}$	maximal zulässige Filtrationsgeschwindigkeit	m/h		15	

Tabelle 18 Für das Anwendungsbeispiel Modellindustriepark angesetzte Modellparameter der UV-Desinfektion

Symbol	Parameter	Einheit	V1	V2	V3
<i>Bemessung und Bau</i>					
Q_{dim}	Bemessungsvolumenstrom: maximaler Volumenstrom/Peak	m ³ /d	7.500	9.600	19.600
D_{dim}	min. erforderliche UV-Dosis	J/m ²		400	
UVT	UV-Transmission (1 cm) des zu behandelnden Wassers	%		70	
P_L	UV-Leistung pro Lampe	W/Lampe		200	
η_{UV}	UV-Effizienz der Lampen	%		40	
t_L	Lebensdauer der Lampen	a		1,5	
t_{VG}	Lebensdauer der Vorschaltgeräte	a		12	
t_K	Lebensdauer der Kolben	a		5	
$n_{L,Modul}$	Anzahl der Lampen pro Modul	-		8	
f_R	Redundanz	-		2	
h	Beckenhöhe	m		1,5	
η_F	Foulingfaktor (durch Fouling verringerter Lampenwirkungsgrad)			0,95	
η_A	Alterungsfaktor (durch Alterung verringerter Lampenwirkungsgrad)	-		0,8	
η_H	Korrekturfaktor Dosisverteilung	-		0,55	
V_L	benötigtes Beckenvolumen pro Lampe	m ³ /Lampe		0,2	
p_A	spezifischer zusätzlicher Flächenbedarf	m ² /m ² Kontaktbeckenfläche		0,3	
t_B	Lebensdauer der Bautechnik	a		30	
<i>Betrieb</i>					
Q	durchschnittlicher Volumenstrom im Betrieb (75% Auslastung)	m ³ /d	5.598	7.137	14.650
PE	Personalbedarf	h/Monat		20	
$AFS_{zu,max}$	maximal zulässige Feststoffkonzentration im Zulauf	mg/L		20	

Tabelle 19 Für das Anwendungsbeispiel Modellindustriepark angesetzte Modellparameter der Chlorung

Symbol	Parameter	Einheit	V1	V2	V3
<i>Bemessung und Bau</i>					
Q_{dim}	Bemessungsvolumenstrom: maximaler Volumenstrom/Peak	m ³ /d	7.500	9.600	19.600
CT_{min}	min. erforderlicher CT-Wert	mg min/L		40	
$C_{Cl_2,min}$	minimale Chlordosierung	mg Cl ₂ /L		2	
h	Kontaktbeckenhöhe	m		2,5	
$C_{Cl_2,max}$	maximale Chlordosierung	mg Cl ₂ /L		20	
t_{min}	minimale Kontaktzeit	min		10	
t_{10}/T	Korrekturfaktor Verweilzeit	-		0,7	
p_A	spezifischer zusätzlicher Flächenbedarf	m ² /m ² Kontaktbeckenfläche		0,3	
t	Lebensdauer der Aggregate	a		15	
<i>Betrieb</i>					
Q	durchschnittlicher Volumenstrom im Betrieb (75% Auslastung)	m ³ /d	5.598	7.137	14.650
r_{Cl_2}	spez. Desinfektionsmittelbedarf	g/g Cl ₂		1	
e	spez. Energiebedarf	kWh/m ³	vernachlässigbar		
PE	Personalbedarf	h/Monat		30	

3.5.3 Berechnete Kennzahlen für die Bewertung

Die berechneten Kennzahlen, die als Grundlage für die weitere Bewertung dienen, sind in Tabelle 20 bis Tabelle 23 zusammengestellt.

Die Ergebnisse der wirtschaftlichen (TP 6.1) und ökologischen Bewertung (TP 6.2) können den Schlussberichten der Projektpartner IEEM (TP 6.1) und TUD/SUR (TP 6.2) entnommen werden.

Tabelle 20 Variantenspezifische Sachdaten für extern bezogene und abgeleitete Wassermengen

Kennzahl	Einheit	ohne Re-Use	V1	V2	V3
durchschnittlicher Frischwasserbedarf (aus konventioneller Aufbereitung)	m ³ /d	6.566	1.416	0	0
Straßenreinigung		1.850	0	0	0
Grünflächenbewässerung		3.300	0	0	0
Toilettenspülung		1.416	1.416	0	0
durchschnittlicher Frischwasserbedarf (dekarbonisiertes Wasser)		6.913	6.913	6.913	0
Kühlwasser		6.913	6.913	6.913	0
durchschnittlich abgeleitete Wassermenge	m ³ /d	94.658	88.766	87.746	79.238

Tabelle 21 Berechnete variantenspezifische Sachdaten für die Sandfiltration

Symbol	Parameter	Einheit	V1	V2	V3
<i>Bemessung und Bau</i>					
$A_{F,ges}$	Filterfläche	m ²	41	52	105
V_F	Filtervolumen	m ³	53	67	137
h	Filterhöhe	m	1,3	1,3	1,3
n_F	Anzahl Filter	-	6	6	6
A	Flächenbedarf	m ²	61	76	158
<i>Betrieb</i>					
Q_{ab}	Volumenstrom Ablauf	m ³ /d	5.598	7.137	14.650
E	Energiebedarf	kWh/d	295	376	771
m_{MV}	ausgetragenes Filtermaterial	kg/a	2.370	3.000	6.165
$Q_{Schlamm}$	Volumenstrom Schlammwasser aus Rückspülung	m ³ /d	295	376	771
$AFS_{Schlamm}$	Feststoffkonzentration des Schlammwassers	mg/L	382	382	382

Tabelle 22 Berechnete variantenspezifische Sachdaten für die UV-Desinfektion

Symbol	Parameter	Einheit	V1	V2	V3
<i>Bemessung und Bau</i>					
n_L	Anzahl UV-Lampen	-	112	144	272
V	Beckenvolumen	m ³	22,4	28,8	54,4
A	Flächenbedarf	m ²	19,4	25,0	47,1
<i>Betrieb</i>					
Q_{ab}	Volumenstrom Ablauf	m ³ /d	5.598	7.137	14.650
E	Energiebedarf	kWh/d	186	238	488

Tabelle 23 Berechnete variantenspezifische Sachdaten für die Chlorung

Symbol	Parameter	Einheit	V1	V2	V3
<i>Bemessung und Bau</i>					
V	Kontaktbeckenvolumen	m ³	74,4	95,2	194,4
A	Flächenbedarf	m ²	38,7	49,5	101,1
<i>Betrieb</i>					
Q_{ab}	Volumenstrom Ablauf	m ³ /d	5.598	7.137	14.650
m_{Cl_2}	Chlorbedarf	kg/d	16,9	21,2	44,1
E	Energiebedarf	kWh/d	0	0	0

4 Kriterien zur Bewertung industrieller Wassermanagementkonzepte

Ziel der multikriteriellen Bewertung ist das Abwägen der Vor- und Nachteile verschiedener gegebener Handlungsoptionen (Alternativen) anhand mehrerer Bewertungsattribute, um die beste Alternative bzw. die Alternative, die den besten Kompromiss darstellt, auszuwählen. Dazu existieren zahlreiche etablierte Bewertungsmethoden, die sich in der Durchführung und den Möglichkeiten, bspw. mehrere Entscheider zu berücksichtigen, unterscheiden. Eine Übersicht verschiedener Methoden sowie Anwendungshinweise sind bspw. in Figueira, Ehrgott und Greco (2005) zu finden. Dabei ist keine Methode klar den anderen vorzuziehen – welche Methode zum Einsatz kommt, kann je nach Planungssituation und Präferenzen der an der Entscheidung beteiligten Personengruppen entschieden werden.

Allen multikriteriellen Bewertungsmethoden ist gemein, dass die berücksichtigten Bewertungskriterien entsprechend der zu bewertenden Optionen und der strategischen Ziele und Werte der Entscheider frei gewählt werden können. Ziel des TP 4 war es, Bewertungskriterien zu identifizieren, die von grundsätzlicher Relevanz für das industrielle Wassermanagement sind. Zu den Überlegungen beigetragen haben u. a. die Diskussionen im WavE-Querschnittsthema „Technologien und Prozesse“ sowie die Ausführungen zur Planung und Durchführung industrieller Wasserwiederverwendungsprojekte in Byers et al. (2003).

Die im Folgenden diskutierten Bewertungskriterien erfassen grundsätzlich relevante Aspekte für die Beurteilung industrieller Wassermanagementkonzepte. Auch wenn ein Großteil der Kriterien ebenso auf die Bewertung einzelner Technologien und Prozesse anwendbar ist, ist zwischen der Technologiebewertung und der Konzeptbewertung zu unterscheiden – im Falle der Konzeptbewertung wird das Industrieparkweite Gesamtkonzept inkl. aller Interaktionen der darin enthaltenen Aufbereitungsverfahren sowie dem externen Bezug bzw. der Ableitung von Wasser betrachtet (vgl. Kapitel 2.1). In der Bewertung werden also verschiedene Optionen zur Bereitstellung und Ableitung von Wasser für den gesamten Industriepark gegenübergestellt.

In der praktischen Anwendung müssen Bewertungskriterien (und -methoden) zu einem gewissen Grad auf das jeweilige Projekt zugeschnitten werden. Die Bewertungskriterien und ihre Relevanz sollten dabei an den strategischen Zielen der Entscheidungsträger und den entscheidungsrelevanten Randbedingungen ausgerichtet werden. Die im Folgenden erörterten Punkte können dabei als Orientierung und Anregung dienen. Für eine übergeordnete Diskussion von Bewertungskriterien und -methoden für die industrielle und kommunale Wasserwiederverwendung aus Sicht verschiedener Projekte der WavE-Fördermaßnahme sei auch auf Wencki et al. (2020) verwiesen. Der Artikel fasst Ergebnisse aus der Arbeitsgruppe Bewertung des WavE-Querschnittsthemas Technologien und Prozesse zusammen, an der das ISAH im Rahmen von WaRelp beteiligt war.

Bei der Diskussion von Kriterien, die zur Auswahl von technischen Lösungen (hier: Wassermanagementkonzepten) herangezogen werden, ist es sinnvoll zu unterscheiden zwischen

- **Mindestanforderungen**, die erfüllt sein müssen, damit eine Variante grundsätzlich geeignet ist (KO-Kriterien) und
- **Bewertungskriterien**, die die Güte der Varianten beschreiben (ohne für die grundsätzliche Eignung ausschlaggebend zu sein).

Dabei kann ein Bewertungsattribut sowohl als Mindestanforderung als auch als Bewertungskriterium fungieren, z. B. "Platzbedarf < 100 m²" (Mindestanforderung/KO-Kriterium) und "je geringer der Platzbedarf desto besser" (Bewertungskriterium).

In WaRelp wurden folgende allgemeine Mindestanforderungen identifiziert, die für die grundsätzliche Eignung eines Wassermanagementkonzeptes erfüllt sein müssen:

- die Bereitstellung ausreichender Wassermengen in der jeweils benötigten Qualität zu jeder Zeit,
- die Einhaltung der Qualitätsanforderungen und Kapazitätsgrenzen bei der Ableitung von Wässern,
- die Einhaltung aller rechtlichen Rahmenbedingungen.

Je nach Rahmenbedingungen des Projektes können weitere Anforderungen bestehen, bspw. Integrierbarkeit in existierende Infrastruktur (Anlagentechnik, Gebäude usw.) und organisatorische Rahmenbedingungen.

Bild 20 zeigt eine Übersicht der in WaRelp identifizierten Bewertungskriterien, die für den Vergleich industrieller Wassermanagementkonzepte relevant sind. Neben der Wirtschaftlichkeit spielen technisch-betriebliche Aspekte eine wichtige Rolle bei der Auswahl technischer Lösungen. Ökologische und soziale Anforderungen sind im industriellen Kontext vor allem in gesetzlichen Rahmenbedingungen verankert. Insbesondere ökologische Kriterien gewinnen jedoch auch losgelöst von äußeren Anforderungen zunehmend an Bedeutung.

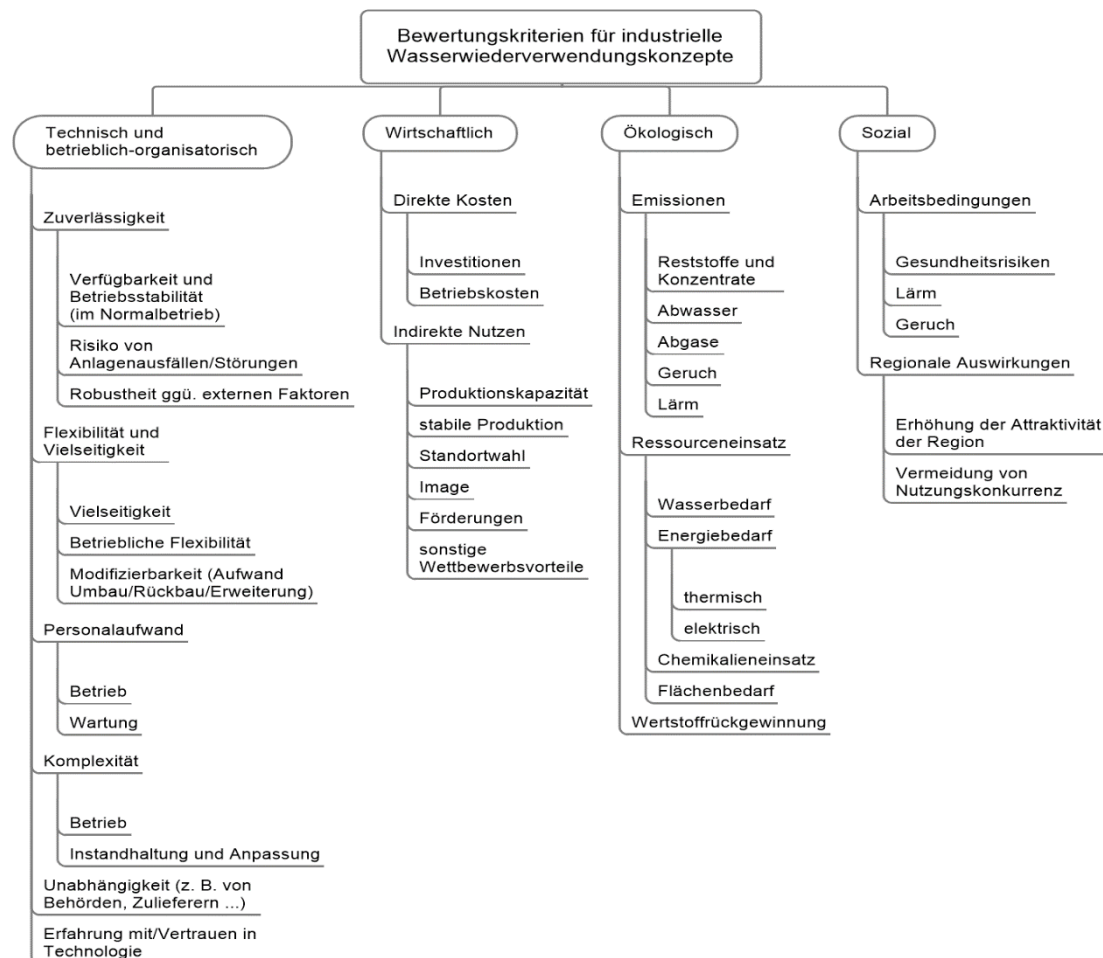


Bild 20 Übersicht relevanter Bewertungskriterien für industrielle Wassermanagementkonzepte

Einige der identifizierten technisch-betrieblichen und ökologischen Kriterien wirken sich mehr oder weniger direkt auf die Investitionen und Betriebskosten aus. Die zusätzliche Betrachtung als eigenes Kriterium erlaubt es, diese Aspekte anders als über Preise und Gebühren zu gewichten. Das ist z. B. dann sinnvoll, wenn es Beweggründe jenseits der reinen Kosten gibt (z. B. Wunsch kein weiteres Personal einstellen zu müssen aus organisatorischen Gründen; Ziel den Energiebedarf zu minimieren, da in der Zukunft Restriktionen zu erwarten sind) oder die wirtschaftlichen Auswirkungen nicht direkt zu beziffern sind (z. B. Folgekosten von Anlagenausfällen). Ist dies nicht der Fall, sollten die in den Kosten enthaltenen Kriterien nicht zusätzlich als eigenständige Kriterien berücksichtigt werden, um eine indirekte doppelte Gewichtung zu vermeiden.

4.1 Direkte Kosten und indirekte wirtschaftliche Nutzen

Häufig ist die Wirtschaftlichkeit eines der wichtigsten Entscheidungskriterien im industriellen Kontext. In Hinblick auf die Wasserver- und -entsorgung ist dabei jedoch ein reiner Vergleich der Wasserbereitstellungs- und -entsorgungskosten als Entscheidungsgrundlage nicht ausreichend; Auswirkungen auf die Produktion und unternehmerische Entwicklungsmöglichkeiten bzw. Abhängigkeiten von vor- und nachgelagerten Prozessen müssen in die Betrachtung ebenso mit einbezogen werden, wie die Verlässlichkeit der Wasserver- und -entsorgung oder die Komplexität der technischen und betrieblichen Abläufe.

Die Kosten für die Wasserver- und -entsorgung machen oft nur einen Bruchteil der Produktionskosten aus. Ein direkter finanzieller Nutzen durch Einsparungen in diesem Bereich ist damit in der Regel von untergeordnetem Interesse. Andererseits bedeutet dies, dass eine Erhöhung der Kosten der Wasserver- und -entsorgung in vielen Fällen keinen großen Einfluss auf die gesamten Produktionskosten hat. Stillstandszeiten, Engpässe oder Mängel in der Produktion können hingegen große Gewinneinbußen zur Folge haben. Eine zuverlässige Wasserver- und -entsorgung ist in vielen Fällen Voraussetzung für eine reibungslose Produktion. Ein wichtiger Faktor für die Gesamtwirtschaftlichkeit des Produktionsstandortes ist daher – zumindest indirekt – die Zuverlässigkeit der Bereitstellung von ausreichenden Wassermengen in gesicherter Qualität sowie der Entsorgung der Abwässer.

Wasserverfügbarkeit und Möglichkeiten zur Wasserableitung können zudem die Produktionskapazität begrenzen. Effizientes Wassermanagement kann damit der Schlüssel zum **Ausbau der Produktion** oder der **Erschließung neuer Produktionsstandorte**, z. B. in wasserarmen oder besonders geschützten Gebieten, sein. Die sich daraus ergebenden wirtschaftlichen Vorteile sollten gegen eventuell höhere Kosten für die Wasserbereitstellung und -ableitung abgewogen werden.

Indirekte Nutzen der Wasserwiederverwendung können die **Vereinfachung/Verkürzung von Genehmigungsprozessen** und die **Verbesserung des Images** sein, wodurch sich ggf. Wettbewerbsvorteile ergeben.

Für weitere Informationen und Ergebnisse zur wirtschaftlichen Bewertung sei auch auf den Schlussbericht des IEEM zum TP 6.1 (Wirtschaftlichkeitsbetrachtung) verwiesen.

4.2 Technische und betrieblich-organisatorische Aspekte

Insbesondere in Hinblick auf die verlässliche Bereitstellung und Ableitung des Wassers, aber auch auf den damit verbundenen Personalaufwand (für die Behebung von Störungen usw.), ist die **Zuverlässigkeit** der Wassermanagementkonzepte von hoher Relevanz. Der Begriff Zuverlässigkeit vereint dabei mehrere Aspekte:

- die Versorgungssicherheit, Betriebsstabilität und Verfügbarkeit unter normalen¹¹ Bedingungen,
- das Risiko (Wahrscheinlichkeit und Schwere) für Ausfälle und/oder Störungen,
- die Robustheit und Kompensationsfähigkeit in Bezug auf Störungen und veränderte Randbedingungen, d. h. wie gut Funktion und Leistung unter Abweichungen vom Normalbetrieb aufrechterhalten werden (bspw. bei veränderten Zuläufen zu Aufbereitungsverfahren).

Dabei ist nicht nur die Wasseraufbereitung, sondern auch die Zuverlässigkeit externer Wasserquellen hinsichtlich der Bereitstellung ausreichender Wassermengen in der benötigten Qualität sowie die zuverlässige Verfügbarkeit der Ableitungsmöglichkeiten zu betrachten.

Angesichts des dynamischen industriellen Umfeldes und der langen Nutzungsdauern der Infrastruktur zur Wasserver- und -entsorgung sind die Flexibilität und Vielseitigkeit der Wassermanagementkonzepte weitere relevante Bewertungskriterien. Unter **Flexibilität** wird hier verstanden, wie einfach eine Anpassung an veränderte Randbedingungen sowie veränderte oder neue Zielstellungen erfolgen kann, wie z. B.

- die Bereitstellung anderer Zielqualitäten oder –mengen,
- die Aufbereitung anderer Zulaufqualitäten oder –mengen,
- die Ausrichtung auf andere oder zusätzliche strategische Ziele.

Dabei ist zwischen kurzfristigen Anpassungen durch betriebliche Eingriffe (betriebliche Flexibilität) und langfristigen Anpassungen der Gesamtstruktur durch bauliche Eingriffe oder auch die Erweiterung/Anpassung der Mess-, Steuer- und Regelungstechnik (Modifizierbarkeit) zu unterscheiden. Im Gegensatz dazu beschreibt die **Vielseitigkeit**, wie groß die Vielfalt der Randbedingungen, unter denen ein stabiler und effizienter Betrieb gegeben ist, und der Zielstellungen, die erfüllt werden können, ist, ohne dass strukturelle Anpassungen vorgenommen werden müssen.

Eine Einordnung der oben angesprochenen Konzepte in Bezug auf Strategien zum Umgang Unsicherheit und Variabilität sowie Ansätze zur praktischen Umsetzung finden sich im Kapitel 5.

Das benötigte **Personal** ist ein weiterer Aspekt, der über die Personalkosten hinaus von Bedeutung sein kann. Sowohl die erforderlichen Arbeitsstunden und –zeiten als auch die benötigte Qualifikation des Personals können eine Rolle spielen. Sollten beispielsweise Schichtbetrieb, Wochenendarbeit oder Rufbereitschaften erforderlich sein, hat dies Implikationen für das Personalmanagement. Ist hochqualifiziertes Personal erforderlich, muss dies auch zur Verfügung gestellt werden können. Dabei kommt es auch darauf an, ob das Personal von den Industriebetrieben zur Verfügung gestellt werden muss oder die Anlagenbetreuung zentral durch den Industrieparkbetreiber erfolgt. Zudem ist zwischen dem für den Betrieb benötigten Personal und dem Personaleinsatz für vereinzelt durchzuführende Wartungs- und Instandhaltungsarbeiten zu unterscheiden, da letztere ggf. auch durch externe Firmen übernommen werden können.

Die **Komplexität** des Wassermanagements (sowohl technisch als auch organisatorisch) spielt in die zuvor erörterten Kriterien hinein, ist aber auch darüber hinaus zu berücksichtigen: je komplexer der Betrieb, die Instandhaltung und/oder mögliche Anpassungen sind, desto wichtiger ist die Dokumentation und Weitergabe des dafür benötigten Wissens (Wissensmanagement). Zudem verringert sich die Flexibilität bzgl. des Personals bzw. der Firmen, die mit dem Betrieb bzw. der Instandhaltung und Weiterentwicklung des Systems betraut werden können. Eine wichtige Rolle spielt in diesem Zusammenhang

¹¹ „Normal“ bezeichnet hier die Betriebsbedingungen, für die das System entworfen wurde.

auch, ob Wasserbereitstellung und -nutzung unter einem Firmendach vereint sind oder ob unterschiedliche Firmenstrategien und -interessen zu managen sind (Kommunikationsstruktur/Verbindlichkeiten).

Bereits vorhandene **Erfahrung** mit der eingesetzten Technologie oder auch mit den betrieblich-organisatorischen Abläufen kann einen Vorteil für die erfolgreiche Umsetzung eines Wassermanagementkonzeptes darstellen, da sowohl in der Implementierung als auch im Betrieb und bei der Fehlerbehebung auf vorhandenes Wissen und erprobte Lösungen zurückgegriffen werden kann. Dabei kann es sich um eigene Erfahrungen handeln oder auch die generelle Verbreitung bzw. Reife der Verfahren (z. B. Technology Readiness Level) und der Konzepte.

Eine größere **Unabhängigkeit** von externen Organisationen und Faktoren trägt zur Vereinfachung der Organisationsabläufe bei und verringert die Anfälligkeit gegenüber nicht oder kaum beeinflussbaren Veränderungen. Beispiele sind u. a. Unabhängigkeit von:

- Behörden (z. B. für Einleit- oder Entnahmegenehmigungen),
- Zulieferern (z. B. für Betriebsmittel, Ersatzteile),
- Fremdfirmen (z. B. für Wartung- und Instandhaltung),
- externer Infrastruktur (z. B. städtischer Wasserversorgung).

4.3 Ökologische Aspekte

Wesentliche ökologische Aspekte für den Vergleich von Wassermanagementkonzepten sind

- eingesetzte **Ressourcen**, wie z. B. Wasserentnahme, Energie, Betriebsmittel, Flächenbedarf;
- **Emissionen**, wie z. B. Reststoffe und Konzentrate, gasförmige Emissionen, Abwärme, Lärm;
- **positive Effekte**, wie z. B. zurückgewonnene Wertstoffe, die Abgabe von höherqualitativem Wasser als entnommen wurde oder die lokale Stärkung des natürlichen Wasserhaushalts.

Im Sinne einer ganzheitlichen und nachhaltigen Betrachtung sollten sowohl direkte als auch indirekte Auswirkungen der Wassernutzung berücksichtigt werden, um zu vermeiden, dass etwaige negative Auswirkungen nur aus der Systemgrenze heraus verschoben werden. Das bedeutet insbesondere, dass die vor- bzw. nachgelagerten Auswirkungen von Stoff- und Energieströmen, die von außen bezogen bzw. abgegeben werden, in die Bewertung einfließen sollten.

Eine Herausforderung bei der Festlegung von Bewertungsattributen für die oben genannten Kriterien ist die Gegenüberstellung verschiedenartiger Ressourcenbedarfe, Emissionen usw., da ein rein mengenmäßiger Vergleich zur Beurteilung der Umweltauswirkungen nicht ausreicht (bspw. ist die Emission von 1 kg Methan nicht mit der Emission von 1 kg CO₂ gleichzusetzen). Daher ist in der Regel eine Form der Umweltbewertung nötig, um eine Vergleichsbasis zu schaffen. Je nach Datenlage, Expertise und vertretbarem Aufwand können dabei qualitative Einschätzungen auf Basis von Expertenmeinungen bis hin zu detaillierten Methoden wie der Ökobilanzierung zum Einsatz kommen. Für die frühe Planung von Wassermanagementkonzepten sind aufgrund der meist eingeschränkten Datenverfügbarkeit und Vielzahl zu betrachtender Varianten eher einfache oder entsprechend vereinfachte Methoden geeignet, die mit geringem Aufwand angewandt werden können. Die Aussagekraft komplexerer Bewertungsmethoden kann zudem eingeschränkt sein, wenn umfangreiche Annahmen getroffen werden müssen.

Weitere Informationen und Ergebnisse zur ökologischen Bewertung finden sich im Schlussbericht der TUD/SUR zum TP 6.2 (Ökobilanzierung).

4.4 Soziale Aspekte

Soziale Aspekte beziehen sich im industriellen Kontext in der Regel vorwiegend auf die Mitarbeiter, können sich aber auch auf weiter gefasste gesellschaftliche Ebenen erstrecken. In Bezug auf die Mitarbeiter spielen insbesondere die **Arbeitsbedingungen** eine Rolle. Diese können sich für verschiedene Wassermanagementkonzepte beispielsweise hinsichtlich folgender Punkte unterscheiden:

- Gesundheitsgefährdungen,
- Lärm,
- Geruch,
- Schichtarbeit und Bereitschaftsdienst.

Auf **gesellschaftlicher Ebene** können Aspekte wie z. B.

- die Schaffung von Arbeitsplätzen in der Region,
- die Erhöhung der Attraktivität der Region (bspw. durch emissionsarmen Betrieb, Schaffung von Wirtschaftskraft),
- die Nutzungskonkurrenz bzgl. Flächen und Ressourcen (bspw. Nutzung von Wasser durch Landwirtschaft oder Industrie),

im Sinne strategischer Ziele und der sozialen Verantwortung der Unternehmen bzw. Industriestandorte in der Bewertung berücksichtigt werden.

5 Hinweise zur Anwendung des Planungsbaukastens zur modellgestützten Konzeptionierung

Grundlegende Herausforderungen für die Planung industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte, die im folgenden Kapitel adressiert werden, sind:

- die Vielzahl der potenziellen Konzeptvarianten, die sich aus den theoretisch möglichen Verschaltungen der Teilströme und Aufbereitungsverfahren ergeben,
- die eingeschränkte Verfügbarkeit und Belastbarkeit der für die Konzeptentwicklung und –bewertung benötigten Planungsdaten,
- die sich im Laufe der Nutzungsdauer der zu planenden Anlagen und Infrastruktur verändernden Randbedingungen und Anforderungen.

Die detaillierte und umfassende Erkundung möglicher Konzeptvarianten erfordert die Bereitstellung umfangreicher Eingangsdaten sowie effiziente Methoden zur Konzepterstellung und –bewertung. Eine simultane Berücksichtigung von Datenunsicherheit und zukünftigen Entwicklungsmöglichkeiten erhöht die Komplexität der Planung zusätzlich. Die benötigte Datengrundlage kann deutlich verringert werden durch die gezielte Einengung von Konzeptvarianten anhand einfacher Abschätzungen und anschließende Verfeinerung vielversprechender Varianten unter Nutzung detaillierterer Berechnungen. Im TP 4 erarbeitete Empfehlungen, wie dies für die Konzipierung industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte methodisch umgesetzt werden kann, werden in Kapitel 5.1 erläutert. Zur zielgerichteten Berücksichtigung von Unsicherheit und zeitlich veränderlichen Randbedingungen in der Planung gilt es, diese zunächst zu erkennen und zu charakterisieren, um dann passende Strategien zum Umgang damit ableiten und umsetzen zu können. Wesentliche Arten von Unsicherheit und Variabilität in der Planung industrieller Wassermanagementkonzepte werden im Kapitel 5.2 eingeordnet und Strategien zum Umgang damit für das industrielle Wassermanagement konkretisiert. Wie ein geeigneter Rahmen zur Berücksichtigung dieser Aspekte in der Konzeptplanung geschaffen werden kann ist ebenfalls Gegenstand des Kapitels 5.2. Die vorgestellten Ergebnisse sollen ermöglichen, die Berücksichtigung von Unsicherheit und Variabilität in verschiedene Planungsmethoden einfließen zu lassen und das Vorgehen zielgerichtet an die vorliegende Planungssituation anzupassen.

Die oben genannten Punkte sind bereits während des ersten Entwurfs möglicher Konzepte relevant, da die in der frühen Planung getroffenen Entscheidungen maßgeblich die Ausrichtung und weitere Entwicklungsmöglichkeiten des Wassermanagements bestimmen. Gleichzeitig sind in der frühen Planung nur begrenzte und teilweise unsichere Informationen verfügbar, was die Abschätzung des Nutzens und Aufwands verschiedener Lösungen und damit das Treffen fundierter Entscheidungen erschwert¹². Mehr und genauere Informationen stehen erst im weiteren Verlauf der Planung oder nach erfolgter Umsetzung zur Verfügung. In der Regel ist es dann jedoch nur noch mit großem Aufwand möglich, auf unerwartete Umstände zu reagieren. Bild 21 illustriert die zuvor beschriebenen Sachverhalte qualitativ.

¹² Das hier beschriebene Dilemma lässt sich u. a. abschwächen, indem möglichst früh in der Planung auf eine gute Datenbasis zurückgegriffen werden kann. Dies kann durch ein effizientes Daten- und Wissensmanagement innerhalb der Planung, aber insbesondere auch zwischen verschiedenen Projekten erreicht werden. Der in WaRelp entwickelte Planungsbaukasten (siehe Kapitel 2 und 3) ist bspw. ein Werkzeug, das die Datenbereitstellung und den Wissenstransfer vereinfacht und zudem den Aufwand für die Sondierung verschiedener Optionen verringert.

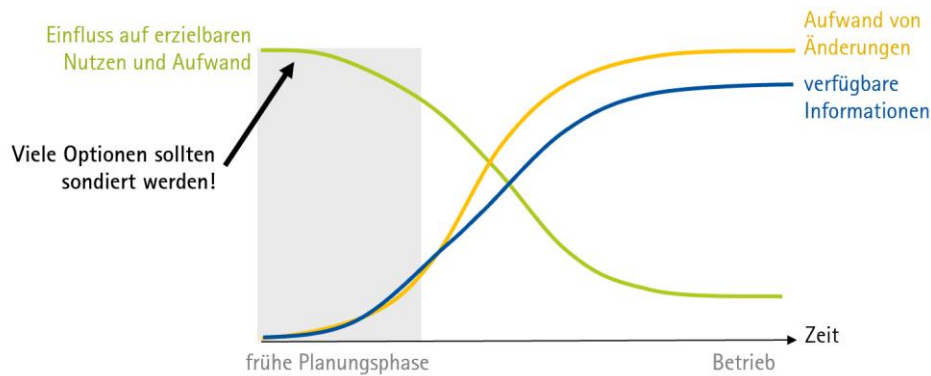


Bild 21 Bedeutung der frühen Planungsphase für den Projekterfolg und Herausforderung der anfänglich geringen Datenverfügbarkeit (qualitative Darstellung)

Die zu Projektbeginn getroffenen Entscheidungen bilden damit die Grundlage für den langfristigen Nutzen und Erfolg des geplanten Wassermanagementkonzeptes über dessen gesamten Lebenszyklus. Daher sollte in der frühen Planung:

- **ein möglichst breites Spektrum an Lösungsansätzen erkundet werden** – dies wird bspw. durch den im Kapitel 5.1 vorgestellten hierarchischen Planungsansatz vereinfacht;
- **die Datengrundlage möglichst effizient verfeinert werden** – Ansatzpunkte dafür ergeben sich aus der Betrachtung der Relevanz unsicherer Einflussgrößen für die Planung, worauf im Kapitel 5.2 näher eingegangen wird;
- **Strategien für den Umgang mit der bestehenden Unsicherheit umgesetzt werden** – neben Flexibilität in der Planung kann sich dies auch in den entwickelten Konzepten widerspiegeln, siehe Abschnitt 5.2.2;
- **nicht nur die Erstimplementierung im Fokus stehen**, sondern auch Perspektiven für die langfristige Nutzung Berücksichtigung finden – wie dies in die Planung eingebunden werden kann, wird in Abschnitt 5.2.3 erörtert.

Die im folgenden Kapitel adressierten Aspekte betreffen das industrielle Wassermanagement im Allgemeinen und sind nicht auf die Wasserwiederverwendung beschränkt. Etliche Punkte sind zudem über den industriellen Rahmen hinaus relevant, sodass die vorgestellten Ansätze auch auf andere Planungskontexte übertragen werden können.

Planerische Aspekte zur Konzipierung des Leitungsnetzes sind im Schlussbericht von KC (TP 3.1) zu finden.

5.1 Entwicklung und Einengung der Konzeptvarianten

Die simultane Betrachtung aller möglichen Verknüpfungen von Ausgangs- und Zielqualitäten inkl. der entsprechenden Aufbereitungsoptionen für den gesamten Industriepark, in dem für eine differenzierte und fallspezifische Konzeptbewertung nötigen Detailgrad, würde eine erhebliche Menge an Daten benötigen, die erhoben oder für die Annahmen getroffen werden müssen. Soll darüber hinaus noch die Unsicherheit und Variabilität der genutzten Daten und Modelle berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 5.2), erhöht sich der Aufwand zusätzlich. Eine weit verbreitete Strategie, komplexe Planungsaufgaben in einzelne, besser handhabbare Fragestellungen aufzuteilen, ist die strukturelle und/oder zeitliche Dekomposition des Planungsproblems (siehe z. B. Vanrolleghem et al., 1996, für ein Beispiel aus dem Kläranlagenbereich). Die im Folgenden für das Industrieparkweite Wassermanagement konkretisierte Leitidee ist dabei, zunächst unter Betrachtung des Gesamtsystems (hier also des gesamten

Industrieparks) mit niedrigem Detailgrad vielversprechende Gesamtkonzepte vorauszuwählen, die dann unter zunehmend detaillierter Betrachtung einzelner Teilsysteme bzw. Systemkomponenten (hier Verfahrensketten und Aufbereitungsschritte) konkretisiert werden. Anschließend werden die Kenndaten der Teilsysteme aggregiert, um die Gesamtkonzepte zu bewerten. Neben der Erleichterung der Planung bietet dieses Vorgehen zudem den Vorteil, dass je nach Planungsebene unterschiedliche Personengruppen an der Planung beteiligt werden können. Bild 22 veranschaulicht das in WaRelp entworfene Vorgehen für das industrieparkweite Wassermanagement.

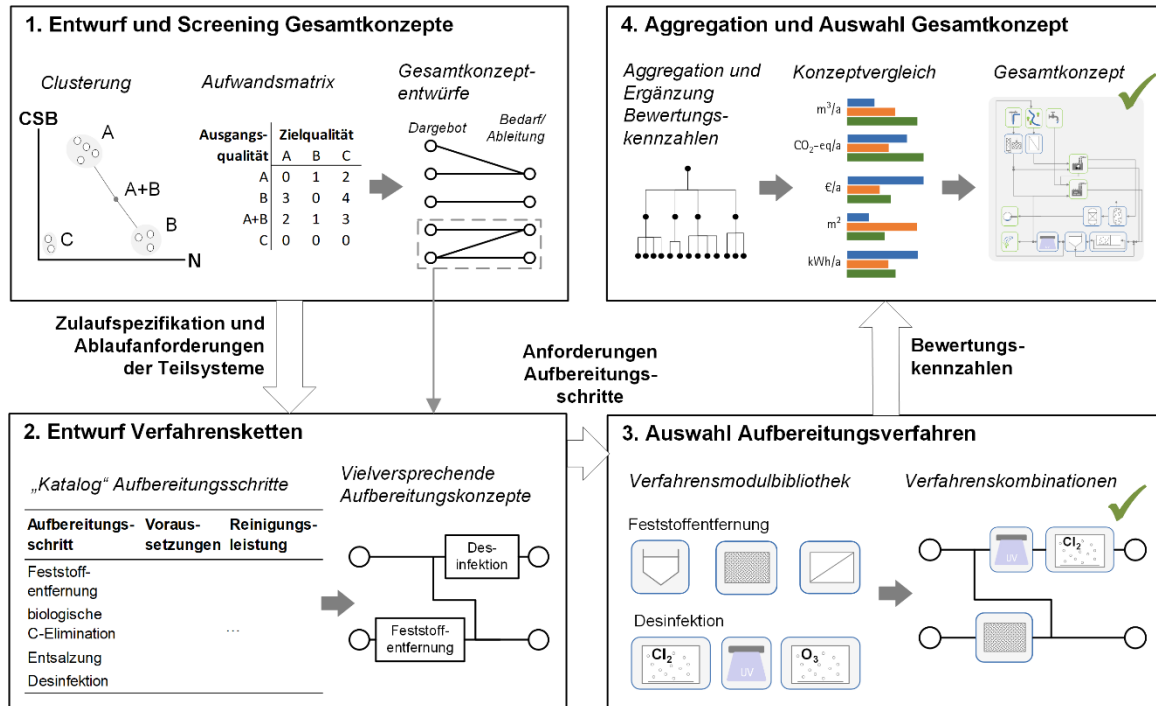


Bild 22 Überblick über die Planungsschritte des hierarchischen Planungsansatzes

Die einzelnen Planungsschritte werden hier zunächst kurz umrissen und unten näher erläutert. Im ersten Schritt wird der gesamte Industriepark betrachtet, um unter Nutzung einfacher Abschätzungen des Aufbereitungsaufwandes vielversprechende Wassermanagementkonzepte zu entwickeln. Anhand der auf dieser Ebene festgelegten Zuweisung von Aufbereitungszielen für die zur Verfügung stehenden Wasser erfolgt im nächsten Schritt die Zusammenstellung möglicher Verfahrensketten für die einzelnen Aufbereitungsteilsysteme¹³ und die Festlegung von Anforderungen (Kapazität, Reinigungsleistung, Betriebsdynamik) an die darin enthaltenen Aufbereitungsschritte. Dabei können grobe Modelle für die Aufbereitungsschritte sowie Heuristiken zum Einsatz kommen. Teilsysteme, die in mehreren Gesamtkonzepten vorkommen, müssen nur einmal betrachtet werden. Im dritten Schritt erfolgt die Auswahl der Verfahren für die jeweiligen Aufbereitungsschritte unter Berücksichtigung der zuvor festgelegten Anforderungen. Dabei kommen Verfahrensmodele zum Einsatz, die eine differenzierte und fallspezifische Bewertung hinsichtlich verschiedener Bewertungskriterien erlauben – entsprechend der Modelle und Bewertungsmethoden des WaRelp-Planungsbaukastens, die in den Kapiteln 2 und 3 vorgestellt wurden. Im letzten Schritt werden die Bewertungskennzahlen der Verfahrensketten und Gesamtkonzepte aggregiert und ggf. um weitere Bewertungsattribute auf Gesamtkonzeptebene ergänzt, um das präferierte Gesamtkonzept auszuwählen.

¹³ Unter Aufbereitungsteilsystemen werden hier voneinander unabhängige Teilbereiche der Wasseraufbereitung verstanden, d.h. Teilbereiche, die ausschließlich unterschiedliche Zuläufe und Ablaufziele haben.

Die vorgeschlagene Dekomposition steckt den Detailgrad und Betrachtungsrahmen für die einzelnen Planungsschritte ab; welche Methoden für den Entwurf und die Bewertung der entwickelten Konzepte zum Einsatz kommen ist dabei offen und kann somit an die konkrete Fragestellung und Planungssituation angepasst werden. Wichtig ist eine gute Dokumentation der bei der Auswahl der weiter zu konkretisierenden Varianten getroffenen Entscheidungen, um die zugrunde liegenden Annahmen prüfen zu können, sobald genauere Informationen z. B. aus den unteren Planungsebenen oder zusätzlichen Datenerhebungen zur Verfügung stehen. Hierfür können bspw. an die Fragestellung angepasste kaskadierte Optionsbäume genutzt werden (siehe Bednarz, Rüngeler und Pfennig, 2014).

5.1.1 Entwurf und Vorauswahl von Gesamtkonzepten (Schritt 1)

Ziel: Auswahl vielversprechender Kandidaten industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte

Betrachtungsrahmen: Gesamter Industriepark

Benötigte Daten und Modelle:

- Wasserdargebot/-anfall und Wasserbedarf sowie -ableitungsmöglichkeiten (Wassernutzung, Quellen und Senken)
- Abschätzung des Aufbereitungsaufwandes (bzw. Bereitstellungs- oder Entsorgungsaufwandes) je nach Ausgangs- und Zielqualität

Vorgehen: Zunächst werden die zur Verfügung stehenden Wässer, Wasserbedarfe und -ableitungsmöglichkeiten nach für die Aufbereitung relevanten Qualitätsmerkmalen (Salzgehalt, Feststoffgehalt, biologisch abbaubare sowie inerte organische Stoffe, Nährstoffgehalt, Hygieneparameter, pH, Härte, ...) geclustert, um Gruppen von Ausgangs- und Zielqualitäten festzulegen. Dabei können auch Möglichkeiten zur Verschneidung von Wasserqualitäten berücksichtigt werden. Anschließend wird der Aufbereitungsaufwand, der zum Erreichen der definierten Zielqualitäten ausgehend von den vorhandenen Ausgangsqualitäten nötig ist, abgeschätzt (Aufwandsmatrix). Dabei ist eine grobe Einschätzung, basierend auf Expertenwissen bzw. Heuristiken, ausreichend. Diese kann z. B. in Form semi-quantitativer Angaben (bspw. 5: sehr hoch/4: hoch/3: mittel/2: gering/1: sehr gering/0: kein Aufwand) erfolgen. Eine differenziertere Betrachtung anhand konkreter Aufwände (Kosten, Energie etc.) ist ebenfalls möglich. Entscheidend ist, dass bei der Abschätzung des Aufbereitungsaufwandes Interaktionen zwischen den Qualitätsparametern berücksichtigt werden – bspw. beeinflusst der Organikgehalt den Aufwand für die Entsalzung (Foulingpotenzial) sowie der Salzgehalt die Möglichkeiten zur Entfernung organischer Stoffe; für die Stickstoffentfernung ist relevant, ob und wieviel (leicht) abbaubare organische Stoffe vorhanden sind (Möglichkeit der Denitrifikation) usw. Bei Betrachtung zukünftiger Entwicklungen (vgl. Kapitel 5.2) ist zu beachten, dass zukünftige Bedingungen sich auf den Aufbereitungsaufwand auswirken können (bspw. technologischer Fortschritt, veränderte Preise für Energie, Betriebsmittel usw.). Anhand der Aufwandsmatrix, der zur Verfügung stehenden, zu behandelnden sowie benötigten Wassermengen und Ableitungskapazität können Re-Use-Potenziale einfach identifiziert und vielversprechende Varianten für das industrieparkweite Wassermanagement entworfen werden. Dabei müssen in den Wassermanagementkonzepten nicht alle einem bestimmten Qualitätscluster zugeordneten Teilströme gleich behandelt werden – so können bspw. die räumliche Lage oder andere wasserqualitätsunabhängige Aspekte, die für die Zuordnung relevant sind, ebenfalls berücksichtigt werden. Die Auswahl der in den nächsten Schritten weiter zu konkretisierenden Gesamtkonzeptvarianten sollte sich auf eine handhabbare Anzahl vielversprechender Konzepte beschränken. Gleichzeitig sollte die Auswahl nicht zu eingeschränkt sein, damit gute Konzepte nicht allein aufgrund der überschlägigen Einschätzung des Aufbereitungsaufwandes übergangen werden.

Für den nächsten Planungsschritt werden die Gesamtkonzepte soweit möglich in voneinander unabhängige Teilsysteme (siehe auch Erklärung in Fußnote 13 auf S. A-64) unterteilt, für die die jeweiligen Zuläufe und Ablaufanforderungen spezifiziert werden.

5.1.2 Entwurf von Verfahrensketten (Schritt 2)

Ziel: Entwurf geeigneter Kombinationen von Aufbereitungsschritten

Betrachtungsrahmen: Teilsysteme

Benötigte Daten und Modelle:

- Spezifizierung der Zuläufe und Ablaufanforderungen
- Einschätzung der Reinigungsleistung und Voraussetzungen verschiedener Aufbereitungsschritte

Vorgehen: Für die zuvor festgelegten „Verknüpfungen“ von Ausgangsqualitäten und Aufbereitungszielen werden sinnvolle Kombinationen und Verschaltungen von Aufbereitungsschritten zusammengestellt. Dabei sollten auch mögliche Synergien z. B. durch die Zusammenfassung von Teilströmen und sukzessive Aufbereitung zu verschiedenen Zielqualitäten berücksichtigt werden. Zudem können Zielqualitäten zusammengefasst werden, sodass für bestimmte Zwecke Wasser von höherer Qualität als der eigentlich benötigten genutzt wird – dies kann z. B. sinnvoll sein, wenn die höhere Qualität direkt in nur einem Aufbereitungsschritt erreicht werden kann und die Erzeugung der geringeren Qualität einen zusätzlichen Zwischenschritt erfordern würde. Für die Aufbereitungsschritte müssen zunächst keine konkreten Verfahren spezifiziert werden – bspw. ist für den Aufbereitungsschritt „Desinfektion“ keine Festlegung nötig, ob diese über UV-Desinfektion, Chlorung, Ozonung oder eine Kombination verschiedener Verfahren erreicht wird. Neben einer Abschätzung der möglichen Reinigungsleistung (Spannbreite) muss für jeden Aufbereitungsschritt bekannt sein bzw. abgeschätzt werden, welche Voraussetzungen der Zulauf erfüllen muss (bspw. feststofffrei/-arm) bzw. welche Eigenschaften sich positiv auf die Effizienz der Aufbereitung auswirken (bspw. weitgehende Entfernung von biologisch abbaubarem CSB vor der gezielten Entfernung biologisch nicht/schlecht abbaubarer organischer Stoffe). So können Interaktionen zwischen den Aufbereitungsschritten einer Verfahrenskette berücksichtigt und die Eignung der Aufbereitungsschritte geprüft bzw. die nötige Vorbehandlung vorgesehen werden. Zur Unterstützung des Entwurfsprozesses können in diesem Schritt auch Heuristiken bzgl. typischer Verfahrenskombinationen zum Einsatz kommen. Wie im vorigen Schritt ist ein Kompromiss zwischen der Beschränkung auf eine nicht zu große Zahl weiter zu konkretisierenden Varianten und der breitgefächerten Erkundung möglicher Lösungen zu finden.

Für die Auswahl von Aufbereitungsverfahren im nächsten Schritt sind die Zuläufe zu den einzelnen Verfahrensketten sowie Anforderungen an die Aufbereitungsschritte hinsichtlich der Reinigungsleistung und Betriebsdynamik (Bandbreite der zu behandelnden Wassermenge, kontinuierlicher oder periodischer Betrieb) zu definieren.

5.1.3 Auswahl der Aufbereitungsverfahren (Schritt 3)

Ziel: Auswahl von Aufbereitungsverfahren für die Aufbereitungsschritte und Berechnung von Bewertungskennzahlen

Betrachtungsrahmen: Einzelne Aufbereitungsschritte bzw. Verfahrensketten

Benötigte Daten und Modelle:

- Spezifizierung der Zuläufe der Verfahrensketten und Anforderungen an die Aufbereitungsschritte (Reinigungsleistung, Betriebsdynamik)
- zur fallspezifischen Bewertung geeignete Verfahrensmodelle (siehe auch Kapitel 2.2.5 und 3.4)
- zusätzlich für die Bewertung benötigte Hintergrunddaten (Preise, Umweltauswirkungen usw.)

Vorgehen: Anhand der im vorigen Schritt definierten Anforderungen erfolgt für jede Aufbereitungsstufe eine Vorauswahl in Frage kommender Verfahren. Unter diesen wird unter Nutzung geeigneter Modelle und Bewertungsmethoden, die die Berechnung fallspezifischer Bewertungskennzahlen ermöglichen (vgl. Planungsbaukasten in Kapitel 2 und 3), das jeweils bestgeeignete Verfahren ausgewählt. Dies muss unter Berücksichtigung der vor- und nachgeschalteten Aufbereitungsschritte erfolgen, da die Wahl und Gestaltung des Verfahrens für einen Aufbereitungsschritt sich in der Regel auf andere Aufbereitungsschritte auswirken. Dies ist bspw. der Fall, wenn mehrere Verfahren denselben Qualitätsparameter beeinflussen: die erforderliche Reinigungsleistung des einen Aufbereitungsschrittes hängt dann von dem erzielten Entfernungsgrad des anderen Aufbereitungsschrittes ab (und umgekehrt). Im Ergebnis werden also Verfahrenskombinationen für die gesamte Verfahrenskette bzw. das gesamte Teilsystem erstellt, unter denen die bevorzugte Lösung anhand der berechneten Bewertungskennzahlen ausgewählt wird.

Für den nächsten Schritt werden die Bewertungskennzahlen der bevorzugten Lösung benötigt.

5.1.4 Aggregation und Gesamtkonzeptbewertung (Schritt 4)

Ziel: Überprüfung getroffener Annahmen und Bewertung der Gesamtkonzepte

Betrachtungsrahmen: Gesamter Industriepark

Benötigte Daten und Modelle:

- Bewertungskennzahlen der ausgewählten Verfahrenskombinationen

Vorgehen: Zur Bewertung der Gesamtkonzepte werden die Bewertungskennzahlen der jeweiligen Teilsysteme aggregiert. Dabei sollten die zuvor anhand der weniger detaillierten Modelle und Abschätzungen getroffenen Annahmen geprüft werden – falls relevante Abweichungen auftreten, sollte der Kreis der zu untersuchenden Konzepte evtl. erweitert werden. Weitere Bewertungsattribute, die die Konzepte auf Gesamtsystemebene charakterisieren und sich nicht aus der Aggregation ergeben, können ergänzt werden (siehe Kapitel 4 zu Bewertungskriterien). Sind alle Annahmen schlüssig und die Bewertungskennzahlen komplett, kann das bevorzugte industrieparkweite Wassermanagementkonzept ausgewählt werden.

Ein Beispiel für die modellbasierte Berechnung von Bewertungskennzahlen und den darauf aufbauende Konzeptvergleich ist die Anwendung des Planungsbaukastens auf den WaRelp-Modellindustriepark (siehe Kapitel 3.5 sowie Schlussberichte zu TP 6.1 - IEEM und TP 6.2 - TUD/SUR). Die Voreinengung der betrachteten Konzepte wurde in diesem Fall anhand von Expertenwissen im TP 1 durchgeführt – dies verdeutlicht, dass die zuvor beschriebene Methodik auch in Teilen genutzt und mit anderen Planungsansätzen kombiniert werden kann.

5.2 Umgang mit Unsicherheit und Variabilität

In den zur Planung und Bewertung durchzuführenden Berechnungen (vgl. Kapitel 2 und 3 sowie Schlussberichte IEEM und TUD/SUR) sind in der Regel feste Werte für die benötigten Eingangsdaten

anzusetzen. In der Praxis können jedoch oft nur Wertebereiche angegeben werden, bspw. da die Daten nicht konstant sind (z. B. schwankende Wasserzusammensetzungen und –mengen) und/oder nicht genau bekannt sind (z. B. Reinigungsleistung eines Verfahrens für ein bestimmtes Abwasser). Zudem unterliegen manche Daten einer (längerfristigen) zeitlichen Entwicklung, bspw. aufgrund von Veränderungen des Industrieparks und der Rahmenbedingungen, die es in der Planungsmethodik und den Berechnungsansätzen zu berücksichtigen gilt. Sind die verwendeten Daten (und ggf. auch die Berechnungsansätze) unterschiedlich genau und belastbar, kann dies dazu führen, dass die Sicherheit der berechneten Prognosedaten und Bewertungskennzahlen für die zu vergleichenden Konzeptvarianten unterschiedlich ist. Dies sollte in der Konzeptbewertung berücksichtigt werden. Bspw. kann eine anhand der angesetzten Erwartungswerte sehr günstig erscheinende Konzeptvariante unter gewissen, nicht ausschließenden Bedingungen die Mindestanforderungen nicht erfüllen und damit unter Umständen ungeeignet sein – während eine andere Variante, die anhand der angesetzten festen Werte etwas weniger attraktiv erscheint, mit Sicherheit geeignet ist und damit tendenziell vorzuziehen wäre.

Im TP 4 wurde untersucht, wie Unsicherheit und Variabilität explizit in der Planung berücksichtigt werden können, um bestehende Risiken zu minimieren und Chancen zu nutzen. Grundsätzlich müssen dazu zuerst für die Planung potenziell relevante Unsicherheiten und Variabilitäten identifiziert und charakterisiert werden, um im nächsten Schritt ihre Auswirkungen auf die Machbarkeit oder Vorzugswürdigkeit der Konzeptvarianten untersuchen zu können. Für als relevant erachtete Einflussfaktoren können dann die folgenden grundsätzlichen Ansätze¹⁴ verfolgt werden, die je nach Problemstellung in unterschiedlichem Maße umsetzbar bzw. zielführend sind:

- **Verbesserung der Datenbasis** zur Verringerung der Unsicherheit,
- **Flexibilität** in der Planung und/oder der umgesetzten Lösung – Anpassungsfähigkeit in Reaktion auf Veränderungen,
- **Vielseitigkeit** der Lösung – Eignung für vielfältige Randbedingungen und Anforderungen,
- **Robustheit** – Unempfindlichkeit gegenüber Schwankungen und Veränderungen.

Dabei ist auch abzuwägen, welches ggf. verbleibende Restrisiko als tragbar erachtet wird.

Welche Unsicherheiten in welchem Maße auftreten und wie sich diese auf die Planung auswirken, ist weitgehend projektspezifisch und verändert sich zudem im Laufe eines Projektes, sodass dazu keine pauschalen Aussagen getroffen werden können. Typische Quellen von Unsicherheit und Variabilität betreffen jedoch die (modellgestützte) Planung und Bewertung im Allgemeinen. Die im TP 4 erarbeitete und im folgenden Abschnitt 5.2.1 erörterte Differenzierung verschiedener Arten von Unsicherheit und Variabilität, die allgemein bei der Planung und Bewertung industrieller Wassermanagementkonzepte auftreten, soll die systematische Identifizierung, Beschreibung und Einordnung von unsicheren bzw. veränderlichen Faktoren sowie die Zuordnung geeigneter Strategien zum Umgang damit im Einzelfall unterstützen.

In der modellgestützten Planung können die Auswirkungen verschiedener Eingangsdaten (und Berechnungsansätze) auf die entscheidungsrelevanten Größen sowie die Relevanz einzelner Einflussfaktoren anhand von Unsicherheitsanalysen und Sensitivitätsanalysen untersucht werden. Bei der Unsicherheitsanalyse werden die unsicheren Größen über einen festgelegten Bereich variiert, um zu untersuchen, wie sich dies auf die berechneten Größen auswirkt („was-wäre-wenn?“). Bei der Sensitivitätsanalyse wird zusätzlich dazu quantifiziert, wie sehr die unsicheren Faktoren jeweils zur Veränderung der Ergebnisse beitragen – so können besonders relevante Einflussfaktoren identifiziert werden. Mögliche

¹⁴ Eine genaue Definition und Einordnung der hier verwendeten Konzepte Flexibilität, Vielseitigkeit und Robustheit sowie verwandter Ansätze findet sich im Anhang B.

Fragestellungen für Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen im Rahmen der Planung und Bewertung industrieller Wassermanagementkonzepte können bspw. sein:

- Welche Parameterkombinationen führen dazu, dass eine Konzeptvariante nicht geeignet ist (d. h. die festgelegten Mindestanforderungen nicht erreicht)?
- Welche Bandbreite ergibt sich für die erwarteten Nutzen und Aufwände (Bewertungsgrößen)? Welche Größen sind für die Varianz ausschlaggebend und wie kann das Ergebnis positiv beeinflusst werden (Optimierungspotenzial)?
- Unter welchen Bedingungen ist eine Konzeptvariante den anderen vorzuziehen? Ist eine eindeutige Entscheidung möglich oder müssen Chancen und Risiken gegeneinander abgewogen werden?
- Für welche Parameter lohnt sich eine Verbesserung der Datengrundlage?

Zur Durchführung von Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen existiert eine Vielzahl von Methoden – von der Variation einzelner Parameter über Szenariorechnungen bis hin zu Monte-Carlo-Simulationen unter simultaner Veränderung einer Vielzahl von Eingangsgrößen – verbunden mit entsprechend vielfältigen Möglichkeiten zur Auswertung der Ergebnisse (siehe z. B. Pianosi und Wagener, 2018, Razavi et al., 2019, Saltelli, 2008, Borgonovo, 2017). Um eine geeignete Methode auszuwählen und sinnvolle Schlüsse aus den Ergebnissen zu ziehen, muss der Rahmen der Unsicherheits- oder Sensitivitätsanalyse (sog. Framing) an die jeweilige Fragestellung angepasst werden (welche Parameter werden variiert, welche Ausgabewerte werden betrachtet, wie werden die Ergebnisse aufbereitet usw.). Die in den folgenden Abschnitten des Kapitels 5.2 ausgeführten Überlegungen und Ansätze sollen dazu eine Hilfestellung geben.

Im TP 4 zusammengestellte Ansatzpunkte und Beispiele, wie die o. g. Strategien zum Umgang mit verbleibender Unsicherheit und Variabilität (Flexibilität, Robustheit, Vielseitigkeit) für das industrielle Wassermanagement praktisch umgesetzt werden können, sind in Abschnitt 5.2.2 beschrieben.

Im Abschnitt 5.2.3 wird ein aus den vorherigen Überlegungen abgeleiteter Rahmen erörtert, wie verschiedene Arten von Unsicherheit und Variabilität zielgerichtet in die Planungsmethodik eingebunden werden können.

5.2.1 Arten von Unsicherheit und Variabilität

Unsicherheit und Variabilität können anhand verschiedener Merkmale charakterisiert werden. Für eine funktionale Einordnung in verschiedene Arten von Unsicherheit und Variabilität spielt der Kontext (Anwendungsbereich, Fragestellung) eine wesentliche Rolle. In der Literatur finden sich entsprechend vielfältige Definitionen und Klassifizierungen. Für die modellbasierte Planung und Bewertung von industriellen Wassermanagementkonzepten wurden in WaRelp sechs wesentliche Arten von Unsicherheit und Variabilität identifiziert, die intuitiv verständlich sind und passenden Strategien und Methoden zum Umgang mit dem jeweiligen Typ von Unsicherheit zugeordnet werden können. Bild 23 liefert einen Überblick zu den in WaRelp differenzierten Arten von Unsicherheit und übergeordneten Strategien zum Umgang damit, die im Folgenden erörtert werden und ihre Bedeutung für die Anwendung des Planungsbaukastens aufgezeigt. Eine Zuordnung zu einigen für die (modellbasierte) Planung und Bewertung relevanten Eigenschaften zur Beschreibung von Unsicherheit ist im Anhang B zu finden.

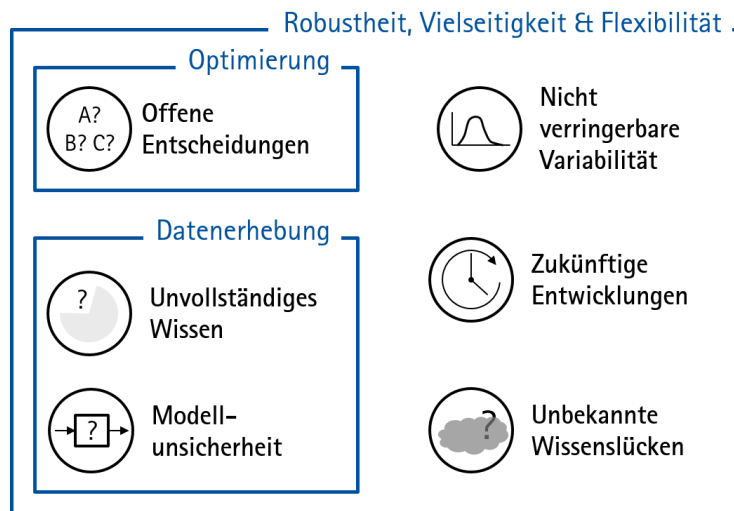


Bild 23 Arten von Unsicherheit und Variabilität, kategorisiert nach Möglichkeiten zu ihrer Verringerung bzw. zum Umgang damit

Offene Entscheidungen

Für die Planung und Bewertung zu spezifizierende Daten und Informationen können vom Ausgang zu treffender Entscheidungen abhängen. Die Zulaufwerte für eine Verfahrensstufe können bspw. umso enger eingegrenzt werden, je genauer die vorgelagerten Prozesse bereits spezifiziert wurden. Ebenso können die spezifischen Kennwerte der Aufbereitungsverfahren, die zur Berechnung von Bewertungsgrößen genutzt werden, genauer angegeben werden, je detaillierter die Ausführung der Verfahrensstufe festgelegt wurde (bspw. Energiebedarf der Belebung in Abhängigkeit der Wahl des Belüfertyps). In diesem Sinne kann der Planungsprozess als ein Netzwerk von sich z. T. gegenseitig beeinflussenden Entscheidungen aufgefasst werden. Diese Art von Unsicherheit verringert sich zwar von selbst mit Fortschritt der Planung, die Frage ist dabei jedoch, wann und wie die Entscheidungen am besten getroffen werden.

Das Auffassen offener Entscheidungen als Quelle von Unsicherheit bietet Ansatzpunkte, Entscheidungen zu priorisieren. Die möglichen Ausgänge offener Entscheidungen können genau wie andere Arten von Unsicherheit in Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen eingebunden werden, um z. B. die Interaktion mit anderen unsicheren Einflussgrößen oder die Relevanz der Entscheidung für die betrachteten Bewertungsgrößen zu untersuchen. Wesentlicher Unterschied zu anderen unsicheren Faktoren ist, dass der letztendlich realisierte Wert durch den Planer gewählt werden kann. Durch das Einbinden dieser Freiheitsgrade in die Unsicherheitsanalyse werden somit auch Optimierungspotenziale aufgezeigt.

Leitfragen zur Priorisierung und zum Umgang mit offenen Entscheidungen sind:

- Welche Implikationen hat die Entscheidung (Abhängigkeiten, Auswirkungen)?
- Welche Voraussetzungen müssten erfüllt sein, damit eine eindeutige Entscheidung möglich ist? Können diese erfüllt werden und wenn ja, wie groß ist der damit verbundene Aufwand?
- Kann die Entscheidung umgangen oder aufgeschoben werden und wenn ja, wie groß wären der damit verbundene Aufwand und der erzielte Nutzen?

Modellunsicherheit

Die bei der Berechnung von Prognosewerten und Bewertungsgrößen benutzten Berechnungswege und Modelle bilden (sinnvollerweise) nur wesentliche Zusammenhänge und Einflüsse ab. Selbst bei genau

bekannten Eingangswerten kann es aufgrund der in der Modellierung getroffenen Vereinfachungen und Annahmen dazu kommen, dass die berechneten Werte von der Realität abweichen. Entsprechend können sich auch die Berechnungsergebnisse unterschiedlicher Modellierungsansätze unterscheiden. Grundsätzlich ist zu beachten, dass die Streuung der berechneten Ergebnisse immer auch von der Unsicherheit der Eingangswerte und Modellparameter abhängt, die sich zwischen verschiedenen Modellen meist unterscheiden. Modellunsicherheit und Parameterunsicherheit können daher nur bedingt voneinander getrennt werden.

In Bezug auf den Planungsbaukasten betrifft die Modellunsicherheit insbesondere die Verfahrensmodule (Bemessungsalgorithmen, Berechnung von Ablaufwerten und Betriebsaufwänden) und die Bewertungsmethoden (weitergehende Berechnung der Bewertungsgrößen bzw. Wirkungsabschätzung in der Ökobilanzierung, Abbildung der Präferenzen der Entscheider in der multikriteriellen Bewertung usw.). Tendenziell ist eine detaillierte Analyse der Modellunsicherheit, wie im Folgenden beschrieben, erst bei der Bewertung zur Auswahl der Aufbereitungsverfahren (Schritt 3 des hierarchischen Planungsansatzes, siehe Abschnitt 5.1.3) sinnvoll. Ob die Voraussetzungen und Annahmen für die Anwendung eines Modells, Berechnungsansatzes oder einer Abschätzung zutreffen, sollte allerdings immer kritisch überprüft werden.

Um zu untersuchen, inwiefern die Modellwahl einen Einfluss auf die berechneten Ergebnisse hat, können verschiedene Modelle und Berechnungsansätze verglichen werden. Durch die modulare Struktur des Planungsbaukastens und die klar definierten Schnittstellen zwischen Stoffstrommodell und Bewertungsmethoden ist dies besonders einfach, da bspw. verschiedene Verfahrensmodule für dasselbe Aufbereitungsverfahren genutzt werden und die Ergebnisse verglichen werden können. Die wesentliche Frage ist dabei, ob die Modellwahl beeinflusst, wie die Entscheidung ausfällt. Bild 24 illustriert dies anhand eines vereinfachten, fiktiven Beispiels zur Auswahl des kostengünstigsten Verfahrens: für den Vergleich der erwarteten Kosten dreier alternativer Aufbereitungsverfahren wurden jeweils drei unterschiedliche Verfahrensmodule angewandt. Obwohl die erwarteten Kosten für Verfahren C je nach gewähltem Modell in unterschiedlichen Bereichen liegen, ist Verfahren C, unabhängig von der Modellwahl, immer günstiger als die betrachteten Alternativen A und B. Da die Modellwahl also keinen Einfluss auf die Entscheidung hat, gibt es keinen Anlass die Modellunsicherheit zu verringern (zumindest für diese Entscheidung). Stünden hingegen nur Verfahren A und Verfahren B zur Auswahl, wäre anhand der prognostizierten Kosten keine eindeutige Entscheidung möglich. In dem Fall greifen die zuvor formulierten Leitfragen für den Umgang mit offenen Entscheidungen (siehe oben).

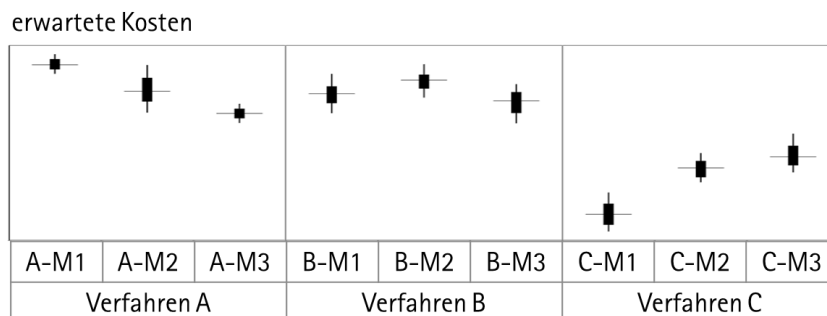


Bild 24 Beispiel zur Untersuchung von Modellunsicherheit: Boxplots der erwarteten Kosten der Verfahren A-C, berechnet mit verschiedenen Modelle mit unsicheren Eingangsdaten (fiktive Daten); M1-M3 bezeichnen jeweils unterschiedliche Modelle für dasselbe Verfahren

Um widersprüchliche oder uneindeutige Berechnungsergebnisse weiter einzugrenzen, können die verwendeten Modelle nach Zuverlässigkeit selektiert werden und/oder die Streuung der Berechnungsergebnisse durch Verfeinerung der Eingangsdaten und/oder der Modellparameter verringert werden. Die Beurteilung der Zuverlässigkeit von Prognosemodellen kann nicht durch Abgleich der prognostizierten Werte mit fallspezifischen Messwerten erfolgen, da diese in der Planung noch nicht zur Verfügung stehen. Sofern verfügbar, können stattdessen historische Daten zur Modellvalidierung herangezogen werden. Dabei ist allerdings ein besonderes Augenmerk auf die Übertragbarkeit der genutzten Validierungsfälle auf den vorliegenden Anwendungsfall zu richten. Eine weitere einfachere Möglichkeit, die Zuverlässigkeit der Berechnungsergebnisse einzuordnen, ist die Nutzung sogenannter Pedigree-Matrizen, mit denen eine qualitative Beurteilung der Modell- und Parameterverlässlichkeit hinsichtlich verschiedener Indikatoren vorgenommen wird (siehe z. B. van der Sluijs et al., 2005, Funtowicz und Ravetz, 1990). Hierfür ist eine klare Beschreibung der in der Modellierung getroffenen Annahmen, Voraussetzungen und Abgrenzung des Gültigkeitsbereiches der in den Verfahrensmodulen hinterlegten Berechnungsansätze wichtig. Eine Sensitivitätsanalyse kann zusätzlich Aufschluss darüber geben, bei welchen Eingangsdaten und Modellparametern eine genauere Eingrenzung die Streuung der Berechnungsergebnisse maßgeblich verringern würde.

Unvollständiges Wissen

Unvollständiges Wissen beschreibt jegliche Art nicht exakt bekannter oder fehlender Daten/Informationen, die (zumindest theoretisch) ermittelt werden könnten (epistemische Unsicherheit) und die nicht in eine der beiden vorigen Kategorien (Offene Entscheidungen und Modellunsicherheit) fallen. Typische Beispiele dafür sind die Angaben zu Wasserqualitäten und –mengen in Nutzungs- und IO-Modulen oder die Parameter zur Berechnung der Reinigungsleistung und Betriebsaufwände in den Verfahrensmodulen.

Durch Variation der unsicheren Parameter kann sondiert werden, ob bzw. inwiefern sich die vorliegende Unsicherheit auf die zu treffenden Entscheidungen auswirkt. Ist dies der Fall, besteht prinzipiell die Möglichkeit, die benötigten Informationen durch zusätzliche Datenerhebung genauer zu bestimmen. Um abzuwägen, ob sich der zusätzliche Aufwand lohnt, sind folgende Leitfragen zu beantworten:

- Wie weit kann der mögliche Wertebereich eingegrenzt werden?
- Welcher Nutzen würde sich daraus ergeben?
- Wie groß ist der Aufwand, um genauere Daten zu erheben?
- Was ist die Konsequenz bzw. wie kann damit umgegangen werden, wenn die Daten nicht weiter eingegrenzt werden?

Nicht verringerbare Variabilität

Nicht verringerbare Variabilität bezeichnet die tatsächlich auftretende bzw. mögliche Schwankungsbreite von Werten (aleatorische Unsicherheit), die nicht durch eine Verbesserung der Informationsgrundlage vermindert werden kann. Im industriellen Wassermanagement sind dies typischerweise aufgrund der Produktionsprozesse oder saisonalen Einflüssen schwankende Wasserqualitäten und –mengen, bspw. eine von der schwankenden Qualität der eingesetzten Rohstoffe abhängige Abwasserzusammensetzung oder variable Niederschlagsmengen. Auch nicht explizit in den Verfahrensmodulen erfasste Einflüsse, die zu Schwankungen bspw. der Reinigungsleistung führen, können über Variation der Modellparameter abgebildet werden.

Während es für die vergleichende Bewertung in der Regel ausreichend ist, mit Mittelwerten zu rechnen (zumindest solange die Berechnungen weitgehend linear sind), ist die auftretende Schwankungsbreite

für die Auswahl geeigneter Aufbereitungsverfahren und Wassermanagementkonzepte sowie für die Überprüfung der sicheren Einhaltung der Qualitätsanforderungen usw. relevant.

In manchen Fällen kann die auftretende Variabilität selbst begrenzt werden, bspw. durch Festlegung von Anforderungen an die Qualität der zur Aufbereitung angenommenen Wässer, deren Einhaltung seitens der Nutzer sicherzustellen ist. Strategien zum Umgang mit der verbleibenden Variabilität und Unsicherheit werden im folgenden Abschnitt 5.2.2 erörtert.

Zukünftige Entwicklungen

Angesichts der langen Nutzungsdauer der benötigten Infrastruktur und des dynamischen industriellen Umfeldes können zukünftige Entwicklungen auf lange Sicht maßgeblich für die Funktionalität und Effizienz (im Sinne der angelegten Bewertungsmaßstäbe) industrieller Wassermanagementkonzepte sein. Neben Veränderungen der Rahmenbedingungen im Industriepark selbst (z. B. verfügbare/anfallende und benötigte Teilströme) spielen dabei auch externe Entwicklungen eine Rolle, bspw. Preisentwicklungen, die Optimierung existierender oder Verfügbarkeit neuer Technologien, rechtliche Anforderungen usw. Zudem können sich auch die strategischen Ziele verändern, sodass eine Neubewertung der Konzeptvarianten erforderlich ist.

Um dies in der Planung zu berücksichtigen, können geplante Entwicklungen (bspw. Ausbaustufen des Industrieparks) und weniger genau vorhersehbare Entwicklungen des Industrieparks und seiner Umgebung in Zukunftsszenarien abgebildet werden (siehe hierzu Abschnitt 5.2.3). Ziel der Betrachtung ist es, Lösungen zu finden, die nicht nur unter den aktuellen, sondern auch unter zukünftigen Bedingungen „gut“ funktionieren. Zukünftige Entwicklungen können dabei nicht nur Risiken darstellen, sondern auch Chancen bieten (bspw. Verfügbarkeit neuer Technologien). Ein wesentlicher Unterschied zu den zuvor besprochenen Arten von Unsicherheit und Variabilität ist, dass die Entscheidung, wie tatsächlich auf zukünftige Entwicklungen reagiert werden soll, erst später getroffen werden muss und dann in der Regel eine genauere Beurteilung der Lage möglich ist. Welche Handlungsoptionen dann bestehen bzw. mit vertretbarem Aufwand durchführbar sind, wird jedoch wesentlich durch die ursprüngliche Konzeptgestaltung und ggf. weitere schon erfolgte Anpassungen bestimmt. Daher ist eine vorausschauende Planung mit regelmäßigen, bedarfsorientierten Überprüfungen der weiteren Anpassungs- und Entwicklungsschritte zu empfehlen. Ergänzend dazu können die im folgenden Abschnitt 5.2.2 diskutierten Strategien zum Umgang mit verbleibender Unsicherheit und Variabilität (Robustheit, Vielseitigkeit, Flexibilität) auch im Umgang mit unsicheren zukünftigen Randbedingungen und Anforderungen Vorteile bieten.

Unbekannte Wissenslücken

Auch bei einem bewussten Sondieren der Unsicherheit wird es nicht möglich sein, jedwede Entwicklung vorauszuahnen und jegliche Unwägbarkeit konkret zu berücksichtigen. Dementsprechend ist auch bei expliziter Berücksichtigung von Unsicherheiten noch immer – wenn auch voraussichtlich mit weniger – Überraschungen zu rechnen. Für die Planung bedeutet dies, dass immer ein gewisses Maß an Unempfindlichkeit gegenüber unerwarteten Entwicklungen bzw. Möglichkeiten zur Anpassung an veränderte Bedingungen vorgesehen werden sollte. Wie dies erreicht werden kann, wird im folgenden Abschnitt erörtert.

5.2.2 Ansätze zur Implementierung robuster, flexibler und/oder vielseitiger Wassermanagementkonzepte

Um mit nicht verringerbarer bzw. verbleibender Unsicherheit und Variabilität umzugehen, bestehen prinzipiell drei Möglichkeiten: das Wassermanagementkonzept wird so gestaltet, dass es ...

- unempfindlich gegenüber Schwankungen und Veränderungen ist (Robustheit),
- für vielfältige Randbedingungen und Anforderung geeignet ist (Vielseitigkeit) und/oder
- in Reaktion auf Veränderungen mit möglichst geringem Aufwand angepasst werden kann (Flexibilität).

Die im Folgenden beschriebenen Ansätze und Beispiele sollen veranschaulichen, wie diese Strategien für das (industrielle) Wassermanagement praktisch umgesetzt werden können. Ergänzend dazu findet sich im 0 eine konzeptionelle Einordnung und Differenzierung von Strategien zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität. Da die konkreten Umsetzungsmöglichkeiten und ihre Sinnhaftigkeit von den unsicheren bzw. variablen Einflussfaktoren und den betrachteten Management- und Aufbereitungskonzepten abhängen, muss die konkrete Ausgestaltung fallspezifisch erfolgen.

Aus dem TP 4 heraus wird empfohlen, die betrachteten Ansatzpunkte dahingehend zu unterscheiden, ob für das Erreichen des gewünschten Effektes keine bzw. automatische, betriebliche oder strukturelle Anpassungen erforderlich sind. Dies ist nicht nur hinsichtlich des damit verbundenen Aufwandes, sondern insbesondere auch im Hinblick auf die mögliche Umsetzungsgeschwindigkeit (Agilität) und Reversibilität relevant:

- Bei **keinen oder automatischen Anpassungen** ist kein manueller Eingriff erforderlich, um den gewünschten Effekt zu erzielen, da das System entweder unanfällig für die Veränderung ist oder sich selbst anpasst. Auf diese Weise sind sehr kurz- bis mittelfristige Reaktionen möglich.
- Kann der gewünschte Effekt durch manuellen **Eingriff in den Betrieb** (bspw. Anpassung von Sollwerten, Nutzung alternativer Wasserversorgung u. ä.) erreicht werden, sind kurz- bis mittelfristige Reaktionen möglich. Der Aufwand ist dabei höher als bei keinen bzw. automatischen Anpassungen.
- Ist ein **Eingriff in die Struktur** erforderlich (z. B. Umbau, Änderungen an der Mess-, Steuer- und Regelungs-(MSR)-Technik), eignet sich dies nur für längerfristige Anpassungen, da die Umsetzung struktureller Veränderungen in der Regel länger dauert und weniger leicht reversibel ist als betriebliche Anpassungen und Adaptionsprozesse. Strukturelle Anpassungen sind damit z. B. schlecht für die Reaktion auf periodisch auftretende Änderungen geeignet. Zudem sind Anpassungen der Struktur in der Regel mit einem höheren (organisatorischen) Aufwand verbunden als Eingriffe in den Betrieb.

Im Folgenden werden einige grundsätzliche Umsetzungsmöglichkeiten und Beispiele für die o. g. Ansatzpunkte erläutert.

Unempfindlichkeit (passiv) oder automatische Anpassung (aktiv) – kein Eingriff nötig

Um eine passive Unempfindlichkeit gegenüber Schwankungen und Veränderungen zu erreichen, müssen diese im System abgepuffert werden und/oder von empfindlichen Prozessen entkoppelt sein. Für dieses Prinzip finden sich zahlreiche Umsetzungsvarianten in der (Ab)wasseraufbereitung. Ein typisches Beispiel sind Ausgleichsbecken, die zeitliche Mengen- und Qualitätsschwankungen ausgleichen. Die meisten Aufbereitungsverfahren agieren ebenfalls als Puffer: Schwankungen der Feststoffkonzentration werden bspw. durch einen Filter von den nachgeschalteten Prozessen ferngehalten. Die Vermi-

schung mehrerer Wasserströme führt ebenfalls dazu, dass der Einfluss von Schwankungen der einzelnen Teilstrommengen und -qualitäten gedämpft wird. Neben den technischen Aspekten ist dabei auch zu betrachten, inwiefern sich die Verminderung der Schwankungen auf bewertungsrelevante Größen auswirkt.

Eine aktive Anpassung in Reaktion auf Schwankungen oder Veränderungen kann über eine entsprechende Regelung (Automatisierung) erreicht werden. Im Rahmen der zunehmenden Digitalisierung besteht hier Potenzial auch komplexe Automatisierungsansätze, über die Regelung einzelner Prozesse hinaus, zu realisieren – bspw. könnte durch die Vernetzung von Daten der Wassernutzer (aktueller und ggf. prognostizierter Wasseranfall und -bedarf) sowie Daten zur externen Wasserverfügbarkeit (bspw. Niederschlagsprognose) eine bedarfsgerechte und vorausschauende Wasserbereitstellung und –ableitung erfolgen.

Selbstregulierende Prozesse sind ein weiteres Beispiel für aktive Anpassung, die keinen manuellen Eingriff erfordert – bspw. die Anpassung der Belebtschlamm-Biozönose in Reaktion auf veränderte Zulauf- oder Prozessbedingungen.

Betriebliche Anpassung

Betriebliche Anpassungen sind beispielsweise die Änderung von Betriebsparametern der Aufbereitungsverfahren (z. B. Sauerstoffkonzentration in der Belebung), die Änderung der Aufteilung/Zuordnung der Teilstrome (Routing) oder die Zuschaltung zusätzlicher Aggregate (z. B. Zuschaltung zusätzlicher Membranmodule bei größeren Volumenströmen). Die Anpassungen werden realisiert durch das Ändern von Sollwerten der Regelung, die Schaltung von Ventilen/Betätigung von Schiebern, die Anpassung von Volumenströmen durch An-/Abschalten bzw. das Einstellen von Pumpen und Kompressoren usw. Der Spielraum für betriebliche Anpassungen wird bereits in der Planung durch die Gestaltung des Wassermanagementsystems (Wahl der Aufbereitungsverfahren, Gestaltung des Leitungsnetzes, Spielraum für Kapazitätsanpassungen usw.) bestimmt. Wie groß der Aufwand für Eingriffe in den Betrieb ist, wird zudem durch die Steuerung und das Prozessleitsystem beeinflusst.

Strukturelle Anpassung

Strukturelle Anpassungen umfassen typischerweise Erweiterungen, Umbauten und Nachrüstungen ebenso wie den Rückbau bestehender Komponenten. Auch Änderungen der Regelung und Prozessleittechnik können als strukturelle Anpassungen aufgefasst werden. Spielraum und Aufwand für strukturelle Anpassungen werden wesentlich durch die ursprüngliche Gestaltung des Wassermanagementsystems geprägt. Dabei können erwartete zukünftige Entwicklungen bereits in der Planung berücksichtigt werden, bspw. ein stufenweiser Ausbau anhand eines erweiterbaren Kernsystems (mit entsprechend größerer Kapazität) oder durch Ergänzung dezentralisierter Systeme. Der Aufwand für strukturelle Änderungen verringert sich durch Verwendung einfach rück- oder umbaubarer Systeme, bspw. oberirdischer und/oder modularer Komponenten. Eine ausführliche Übersicht zu Konzepten und Umsetzungsbeispielen für flexible siedlungswasserwirtschaftliche Systeme findet sich bei Spiller et al. (2015). Eine weitere Möglichkeit, insbesondere um auf Kapazitätsengpässe oder strengere Anforderungen zu reagieren, besteht in der Betriebsoptimierung und/oder –flexibilisierung durch Erweiterung oder Anpassung der MSR-Technik (eingesetzte Messtechnik, Prozesssteuerung usw.), um die vorhandene Infrastruktur und Anlagentechnik möglichst optimal zu nutzen.

5.2.3 Berücksichtigung von Unsicherheit und Variabilität in der Planung

Einige Ansätze, wie die Berücksichtigung von Unsicherheit und Variabilität in die Planung industrieller Wassermanagementkonzepte eingebunden werden kann, werden im folgenden Abschnitt erläutert. Dem liegen folgende Schlüsselpunkte zugrunde:

- Bestimmte Kombinationen der möglichen Wertebereiche können häufig von vornherein ausgeschlossen werden – dies sollte von vornherein in der Analyse berücksichtigt werden.
- Die tatsächlich erwartete Variabilität und der vorab für möglich erachtete Wertebereich können sich wesentlich unterscheiden – für die letztliche Konzeptimplementierung ist die tatsächliche Variabilität ausschlaggebend.
- Anpassungen an zukünftige Entwicklungen können schrittweise erfolgen; die Informationsgrundlage verändert sich bis zum tatsächlichen Zeitpunkt der Entscheidungen in der Regel noch.
- Für die Erstimplementierung (also den Zeitpunkt direkt nach Umsetzung der aktuellen Planung) muss die zuverlässige Funktion des Wassermanagements mit ausreichender Sicherheit gewährleistet sein.

Ausgehend von diesen Überlegungen wird folgende Herangehensweise zur Abbildung der Rahmenbedingungen für die Konzeptentwicklung und -bewertung vorgeschlagen:

- Definition von **Lastfällen** zur Abbildung der mittelfristigen Dynamik (bspw. Produktionszyklen, Phasen mit mehr oder weniger Niederschlag); kurzfristige Variabilität und moderate Datenunsicherheit können über Wertebereiche innerhalb der Lastfälle erfasst werden,
- Definition von **Entwicklungsstufen**, die verschiedene Lastfälle beinhalten, zur Abbildung des zu planenden Ausgangszustandes und der langfristigen Dynamik/zukünftigen Entwicklung (bspw. geplante Ausbaustufen des Industrieparks, Preisentwicklungen, zukünftige rechtliche Rahmenbedingungen, veränderte Bewertungsmaßstäbe),
- Erstellung sich gegenseitig ausschließender **Szenarien** als konsistente Abfolge von Entwicklungsstufen definierter Dauer, um alternative Realisierungen der Prognosegrößen sowie Entwicklungspfade zu beschreiben.

Bild 25 illustriert die sich daraus ergebende Baumstruktur.

Die Entwicklungsstufen dauern jeweils an, bis sie von der nächsten Stufe abgelöst werden. Alternative Entwicklungsmöglichkeiten führen zu Verzweigungen. Die Pfade des „Szenarienbaums“ entsprechen den verschiedenen Szenarien. Die vorgenommene Aufteilung eröffnet mehrere Betrachtungsrahmen (siehe Bild 25), die zur Beantwortung unterschiedlicher Planungsfragen und zur Beleuchtung verschiedener Aspekte im Umgang mit Unsicherheit und Variabilität geeignet sind und auf die im Folgenden näher eingegangen wird. Die erläuterten Leitideen sind weitgehend methodenunabhängig; sie sollen die Anwendung und Anpassung verschiedener Methoden auf die Fragestellung des industriellen Wassermanagements erleichtern. Wie der Entwurf und die Bewertung der Wassermanagementkonzepte sowie die Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse im Detail ausgestaltet werden, kann also an die vorliegende Fragestellung/Planungssituation und die vorhandenen bzw. bevorzugten Werkzeuge (Methoden, Software) angepasst werden. Ein Überblick zu verschiedenen Methoden der robusten Planung ist z. B. in Herman et al. (2015) sowie in Moallemi, Elsayah und Ryan (2020) zu finden.

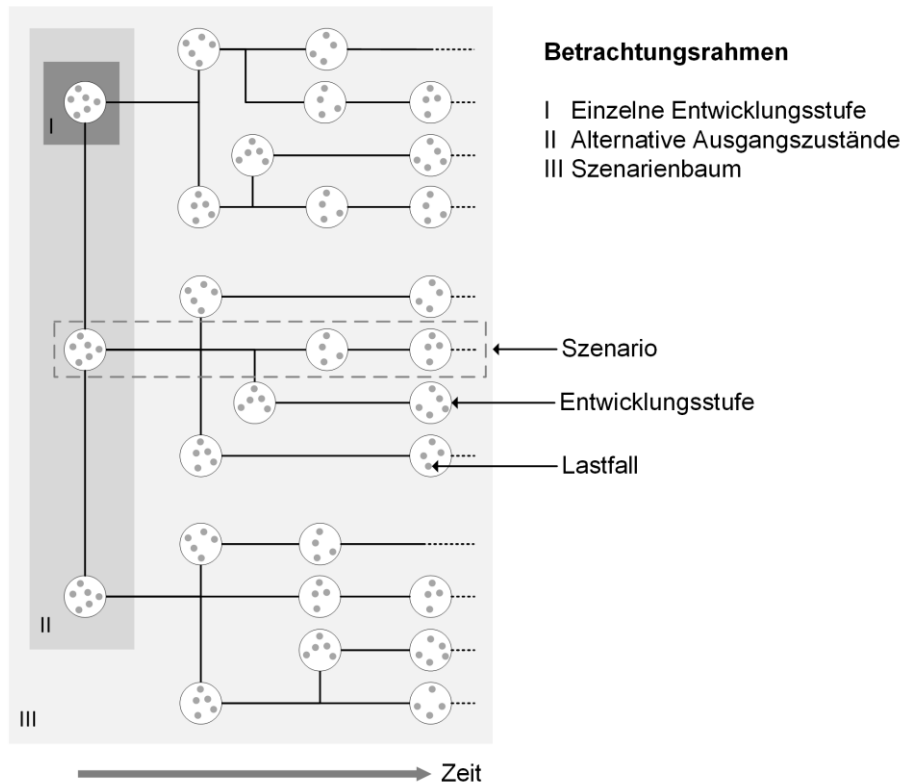


Bild 25 Schematische Darstellung der zeitlichen Dekomposition und alternativen Szenarien

I. Betrachtungsrahmen: Eine Entwicklungsstufe

Betrachtete Unsicherheit und Variabilität: kurz- und mittelfristige Variabilität, moderate Datenunsicherheit (unvollständiges Wissen), ggf. auch Modellunsicherheit

Ziel und Rahmen: Diese Betrachtung entspricht im Wesentlichen der üblichen Planung. Die zentrale Fragestellung bei Betrachtung einer Entwicklungsstufe ist, wie das Wassermanagementkonzept gestaltet werden sollte, um die Anforderungen der innerhalb der Entwicklungsstufe auftretenden Lastfälle möglichst gut zu erfüllen. Da die Lastfälle wiederholt auftreten können, muss sichergestellt sein, dass dafür keine strukturellen Anpassungen erforderlich sind. Gleichzeitig kann geprüft werden, ob die über die eigentlich erwartete Variabilität hinausgehende Unsicherheit im Rahmen der Planung weiter eingegrenzt werden sollte und kann.

Zur Wahl und Gestaltung der Lastfälle siehe Kapitel 2.1, 2.2.3 sowie 2.2.4.

II. Betrachtungsrahmen: Verschiedene Ausgangszustände

Betrachtete Unsicherheit: Unvollständiges Wissen, offene Entscheidungen, ggf. auch Modellunsicherheit

Ziel und Rahmen: Die Betrachtung verschiedener Ausgangszustände dient dazu, sicherzustellen, dass das geplante Wassermanagementkonzept bei seiner Implementierung alle Mindestanforderungen erfüllen kann und möglichst gut (im Sinne der angelegten Bewertungskriterien) funktioniert. Dazu sind Wassermanagementkonzepte zu entwickeln bzw. auszuwählen, die die mit den bestehenden Unsicherheiten verbundenen Risiken minimieren und/oder ein hohes Potenzial haben, etwaige Chancen zu nutzen. Zudem können Unsicherheiten identifiziert werden, deren Verringerung für die weitere Planung lohnenswert wäre.

Wahl der Ausgangszustände: Verschiedene Ausgangszustände beschreiben sich gegenseitig ausschließende Vorstellungen bzgl. der Bedingungen, die zum Zeitpunkt der Implementierung des zu planenden Konzeptes herrschen werden. Dies bezieht sich sowohl auf die Randbedingungen (bspw. Menge und Zusammensetzung der Teilströme) als auch auf die Konzeptumsetzung (bspw. erwartete Reinigungsleistung eines Aufbereitungsverfahrens). Bzgl. diskreter möglicher Realisierungen ist Anforderung sich gegenseitig ausschließender Zustände eindeutig (bspw. Produktionsstätte ist vorhanden oder nicht). Bei unsicheren Datenbereichen ist hingegen weniger klar, ob ein Datenbereich als Unsicherheit innerhalb eines Ausgangszustandes angesehen werden kann oder besser in verschiedene Ausgangsszenarien aufgeteilt werden sollte. Als Orientierung gilt dabei, dass Datenunsicherheit, die deutlich über die zu erwartende tatsächliche Variabilität hinausgeht, in alternativen Ausgangszuständen abgebildet werden sollte. Bild 26 illustriert dies an einem einfachen Beispiel: für die Abwasserzusammensetzung eines bestimmten Produktionsanlagentyps liegen historische Daten drei verschiedener Anlagen vor. Die ermittelten spezifischen CSB-Frachten liegen zwischen ca. 100 kg CSB/t Produkt und 700 kg CSB/t Produkt. Pro Anlage variiert die Konzentration jedoch nur in einem Bereich von ca. 200 kg CSB/t Produkt. Anstatt den gesamten Wertebereich anzusetzen, sollten hier also (mindestens) zwei mögliche Situationen unterschieden werden: a) das Abwasser weist eine geringe CSB-Fracht von 100 bis 300 kg CSB/t Produkt auf oder b) das Abwasser weist eine hohe CSB-Fracht von 450 bis 700 kg CSB/t Produkt auf.

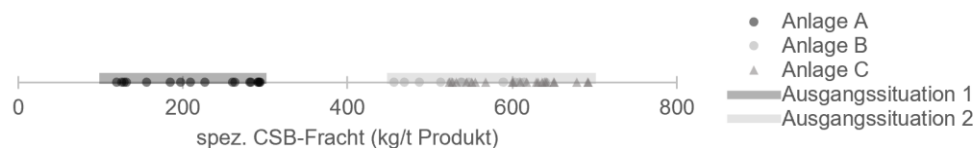


Bild 26 Historische Daten und abgeleitete Szenarienwerte für ein (fiktives) Produktionsabwasser

III. Betrachtungsrahmen: Gesamter Szenarienbaum

Betrachtete Unsicherheit: Zukünftige Entwicklungen, auch unvollständiges Wissen und Modellunsicherheit

Ziel und Rahmen: Ziel der Betrachtung des gesamten Szenariobaums ist die vorausschauende Planung in Hinblick auf zukünftige Bedingungen und Anforderungen. Beim Übergang von einer Entwicklungsstufe zur nächsten können dabei zur Anpassung an die veränderten Bedingungen auch strukturelle Eingriffe in Betracht gezogen werden, da Entwicklungsstufen nacheinander eintreten und längerfristigen Veränderungen entsprechen. Auch wenn die letztliche Entscheidung über die tatsächlich erforderlichen Anpassungen zu einem späteren Zeitpunkt getroffen werden kann, wenn mehr Informationen vorliegen (rollierende Planung), bestimmt die ursprüngliche Gestaltung des Wassermanagementkonzeptes maßgeblich, welche Anpassungsoptionen später bestehen bzw. wie groß der Anpassungsaufwand ist (vgl. Einleitung zu Kapitel 5).

Wahl der zukünftigen Entwicklungsstufen und Szenarien: Die Konstruktion der Szenarien und die Definition der zukünftigen Entwicklungsstufen kann geplante und antizipierte Entwicklungen, aber auch spekulative Zukunftsvisionen (z. B. Worst-Case- und Best-Case-Szenarien), umfassen, bspw.:

- geplante Ausbaustufen des Industrieparks,
- erwarteter Ausgang einer anstehenden Erneuerung der Wassernutzungsrechte,
- Entwicklung der wirtschaftlichen und politischen Randbedingungen, die das Wassermanagement direkt oder indirekt betreffen, bspw. neue/veränderte Umweltauflagen, Preisänderungen,

aber auch z. B. Änderungen der Industrieparkzusammensetzung in Reaktion auf veränderte Nachfrage u. ä.,

- technologischer Fortschritt: Verfügbarkeit verbesserter oder neuer Technologien, bspw. günstigere Verfahren zur Entsalzung,
- Änderung der strategischen Ziele und damit der Bewertungsmaßstäbe.

Randbedingungen, die nicht durch die in den Entwicklungsstufen enthaltenen Lastfälle berührt sind, wie z. B. rechtliche Rahmenbedingungen, Preise usw. sind während einer Entwicklungsstufe konstant oder folgen einer definierten zeitlichen Entwicklung (bspw. Berücksichtigung von Preissteigerungen in der Bewertung). Neben der Abbildung der Veränderungen selbst ist auch der Eintrittszeitpunkt (bzw. die Dauer der einzelnen Entwicklungsstufen) festzulegen. Dass dieser in vielen Fällen nicht genau bekannt/unsicher ist, sollte in der Analyse und Bewertung berücksichtigt werden.

In der Regel ist es nicht möglich, genaue Eintrittswahrscheinlichkeiten für verschiedene Szenarien zu beziffern oder alle möglichen zukünftigen Umstände abzubilden. Die Berechnung von Erwartungswerten zur Konzeptbewertung kann zwar trotzdem anhand abgeschätzter Eintrittswahrscheinlichkeiten durchgeführt werden, die so berechneten Werte können jedoch höchstens einen groben Anhaltspunkt liefern. Resilienz und Flexibilität der Konzepte sollten daher auf jeden Fall in die Bewertung einfließen.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes WaRelp wurde durch das ISAH im TP 4 das Vorgehen zur modellbasierten Planung und Bewertung industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte als wesentliches Werkzeug für die fallspezifische Identifizierung umsetzbarer Re-Use-Konzepte konkretisiert. Im Ergebnis stehen folgende Planungshilfen für die Konzipierung und Auswahl industrieller Wassermanagementkonzepte zur Verfügung:

- Modellstruktur und Beispielmole zur Berechnung variantenspezifischer Sachdaten für die Verfahrens- und Konzeptbewertung (Stoffstrommodell als Teil des Planungsbaukastens),
- Katalog relevanter Bewertungskriterien als Zielgrößen für die Planung und multikriterielle Bewertung,
- Hierarchischer Planungsansatz für die effiziente Entwicklung industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte,
- Ansätze zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität in der Planung.

Der im TP 4 ausgearbeitete Planungsrahmen integriert die Berücksichtigung von Wasserwiederverwendungsmöglichkeiten nahtlos in die Planung industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte – die Wasserwiederverwendung wird damit als gleichwertige Option zur Wasserver- und -entsorgung direkt mitbetrachtet. Dadurch wird die Identifikation vorhandener Wiederverwendungspotenziale ein selbstverständlicher Teil der Planung.

Entwickelte Methodik der modellbasierten Kennzahlenermittlung für die Konzeptplanung

Kernstück der Planungsmethodik ist der entwickelte Planungsbaukasten „Wassermanagement in Industrieparks“, der es ermöglicht verschiedene Wassermanagementkonzepte aus vorgefertigten, fallspezifisch konfigurierbaren Modulen zusammenzusetzen und anhand ausgewählter Kennzahlen, die automatisch berechnet werden, zu bewerten und zu vergleichen. Die Module beschreiben die Wassernutzung, Aufbereitungsverfahren sowie die Wasserversorgung und –ableitung und werden in einem Stoffstrombilanzierungsmodell über einen einheitlich definierten Stoffstromvektor, der die Wasserströme charakterisiert, miteinander verschaltet. Anhand der in den Modulen hinterlegten Daten und Berechnungsalgorithmen werden variantenspezifische Kennzahlen zur Installation und zum Betrieb berechnet (bspw. Anlagengrößen, Verbräuche, Ablaufwerte), die als Eingangsdaten für beliebige Bewertungsmethoden genutzt werden können, wie z. B. die in WaRelp betrachtete multikriterielle Bewertung (TP 4), Wirtschaftlichkeitsbetrachtung (TP 6.1) und Ökobilanzierung (TP 6.2). Durch die klar definierte Schnittstelle zwischen der Berechnung der variantenspezifischen Sachdaten im Stoffstrommodell und der anschließenden Bewertung, kann die Auswahl der verwendeten Bewertungskriterien und –methoden projektspezifisch je nach strategischen Zielen und Präferenzen erfolgen.

Im Rahmen des TP 4 wurde ein für niedrige bis mittlere Wasserqualitäten geeigneter Stoffstromvektor definiert und einige Beispielmole zur Veranschaulichung und Erprobung der modellgestützten Planungsmethodik erstellt. Die Beispiele umfassen Verfahrensmodule für die Sandfiltration, die UV-Desinfektion und die Chlorung, Nutzungsmodule für Produktionen und infrastrukturelle Wassernutzungen (Sanitäranlagen, Kantine, Grünflächenbewässerung, Straßenreinigung) sowie IO-Module für die externe Trinkwasserversorgung und Oberflächengewässer. Anhand des WaRelp-Modellindustrieparks wurde das methodische Vorgehen zur modellbasierten Kennzahlberechnung und Bewertung erfolgreich erprobt.

Die Hinterlegung übertragbarer Daten und Zusammenhänge bei der Modulerstellung erleichtert die Bereitstellung von Planungsdaten ebenso wie den Wissenstransfer bspw. aus der Verfahrensentwicklung in die Planung. Die einheitlich aufbereitete Bereitstellung von Expertenwissen in den Verfahrensmodulen ermöglicht Planern, auch neue und weniger vertraute Verfahren in die Planung einzubeziehen. Da relevante fallspezifische Daten in den Modulen eingegeben bzw. angepasst werden können, kann die konkrete Planungssituation berücksichtigt werden. Insgesamt können mit dem Planungsbaukasten individuelle Planungsdaten für die Konzeptbewertung für beliebige Konzeptvarianten und unterschiedliche Randbedingungen mit geringem Aufwand berechnet werden, was die Entwicklung passgenauer Lösungen fördert. Zudem vereinfacht die modellbasierte Kennzahlberechnung, die Auswirkung verschiedener Lastfälle (Betriebszustände) und Szenarien (z. B. möglicher zukünftiger Entwicklungen) auf die entscheidungsrelevanten Größen zu untersuchen. Dadurch wird die Berücksichtigung unsicherer Einflussfaktoren erleichtert und der Mehrwert zuverlässiger, robuster, flexibler und vielseitiger Konzepte greifbar gemacht.

Änderungen der Rahmendaten während der Planung oder nach der Umsetzung können einfach in das Modell eingepflegt werden. So können bei Veränderungen oder neuen Fragestellungen die zuvor erhobenen Daten nachgenutzt werden, um schnell und konsistent angepasste Planungsdaten zur Verfügung zu stellen. So kann das ursprüngliche Modell über die gesamte Planung verwendet werden und darüber hinaus in der Betriebsphase in Managementprozessen bspw. zum Controlling und für zukünftige Entscheidungen, z. B. in Reaktion auf Entwicklungen des Industrieparks, zum Einsatz kommen. Da die einzelnen Module mit Fortschritt der Planung und Umsetzung durch Module mit detaillierteren Modellen ersetzt werden können, kann das ursprüngliche Konzeptmodell auch für Fragen der Betriebsoptimierung usw. angepasst werden.

Grundsätzlich ist der entstandene Planungsbaukasten als offene Plattform zu verstehen, die über das Projekt WaRelp hinaus erweitert und angepasst werden kann. Durch die modulare Modellstruktur können weitere Module (oder auch Modultypen) problemlos ergänzt werden. Durch Anpassung des Stoffstromvektors oder Ergänzung weiterer Vektortypen können vielfältige Anwendungsbereiche abgedeckt und Schnittstellen zu anderen Systemen (bspw. Energie) geschaffen werden. Zusammen mit den Modulsteckbriefen, in die zusätzliche qualitative Informationen eingebunden werden können, ergeben sich dadurch vielfältige Möglichkeiten für die weitere Nutzung und Entwicklung des Stoffstrommodells und des Planungsbaukastens. Die softwareunabhängige und offene Dokumentation der Modellstruktur und der erstellten Modellmodule erleichtert dabei die Nachnutzung über das Projekt WaRelp hinaus.

Relevante Kriterien für die Bewertung industrieller Wassermanagementkonzepte

Für das industrielle Wassermanagement wurden relevante Kriterien aus den Bereichen Technik und Organisation, Wirtschaftlichkeit, Umwelt und Soziales zusammengestellt, die im Rahmen der multikriteriellen Bewertung einen ganzheitlichen Vergleich verschiedener Wassermanagementkonzepte ermöglichen. Die Zuverlässigkeit der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung wurde für industrielle Nutzer als essentielles Bewertungskriterium identifiziert, das in klassischen Bewertungsansätzen bisher nur indirekt berücksichtigt wird. Zudem ist die Eignung bzw. Anpassungsfähigkeit der Re-Use-Optionen hinsichtlich veränderlicher Randbedingungen ein wichtiger Aspekt, der in der Planung beachtet werden und sich entsprechend in der Bewertung widerspiegeln sollte (Vielseitigkeit und Flexibilität). Neben den direkten Kosten der Wasserver- und -entsorgung sind indirekte wirtschaftliche Nutzen und Potenziale, wie bspw. mögliche Erhöhungen der Produktionskapazität oder größere Flexibilität bei der Standortwahl, bei der Konzeptbewertung zu berücksichtigen (siehe hierzu auch TP 6.1).

In der praktischen Anwendung müssen Bewertungskriterien (und –methoden) für das jeweilige Projekt eindeutig definiert werden. Die Bewertungskriterien und ihre Relevanz sollten dabei an den strategischen Zielen der Entscheidungsträger und den entscheidungsrelevanten Randbedingungen ausgerichtet werden. Die im TP 4 identifizierten Aspekte können dabei als Orientierung und Anregung dienen.

Planungsansatz für die effiziente Entwicklung industrieparkweiter Wassermanagementkonzepte

Die im TP 4 entwickelte hierarchische Planungsmethodik ermöglicht eine umfassende Erkundung möglicher Wassermanagementkonzepte und zugleich die effiziente Entwicklung geeigneter Lösungen. Die Grundidee ist dabei, zunächst unter Betrachtung des gesamten Industrieparks mit niedrigem Detailgrad vielversprechende Gesamtkonzepte vorauszuwählen, für die dann unter zunehmend detaillierter Betrachtung einzelne Verfahrensketten entworfen und Aufbereitungsverfahren ausgewählt werden. Anschließend werden entscheidungsrelevante Kenndaten der Teilsysteme aggregiert, um die Gesamtkonzepte zu bewerten. Neben der Erleichterung der Planung bietet dieses Vorgehen den Vorteil, dass je nach Planungsebene unterschiedliche Personengruppen an der Planung beteiligt werden können.

Das vorgeschlagene Vorgehen steckt den Detailgrad, Betrachtungsrahmen und das Ziel der einzelnen Planungsschritte ab. Welche Methoden in den Entwurfsschritten und für die Bewertung der entwickelten Konzepte zum Einsatz kommen ist dabei offen. Damit bietet der hierarchische Planungsansatz den Rahmen für die Zusammenstellung eines Werkzeugkastens für die Planung industrieller Wassermanagementkonzepte, der neben den in WaRelp umgesetzten Komponenten des Planungsbaukastens (Stoffstrommodell im TP 4 und Bewertungsmethoden in den TP 6.1 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung und TP 6.2 Ökobilanzierung) weitere bereits vorhandene, angepasste und neue Planungsmethoden umfassen kann.

Ansätze zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität in der Planung.

Die im TP 4 formulierten Ansätze zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität zielen zum einen darauf ab, die unterschiedliche Belastbarkeit und Genauigkeit der Planungsdaten zu berücksichtigen. Zum anderen bieten sie einen Rahmen, zukünftige Entwicklungsmöglichkeiten bereits in der Planung zu bedenken, was insbesondere aufgrund des dynamischen industriellen Umfeldes und der langen Nutzungsdauer der Anlagen und Infrastruktur relevant ist. Die Berücksichtigung dieser Aspekte in der Konzeptentwicklung trägt dazu bei, zuverlässige Lösungen zu entwickeln, Fehlplanungen zu vermeiden und Optimierungspotenziale sowie (zukünftige) Chancen zu erkennen und zu nutzen. Zudem kann die Erhebung zusätzlicher Daten im Laufe der Planung anhand dadurch priorisiert werden.

Drei wesentliche Strategien zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität, die durch eine entsprechende Gestaltung des Wassermanagementkonzeptes sowie Auswahl und Auslegung der Aufbereitungsverfahren und der benötigten Infrastruktur umgesetzt werden können, sind:

- Robustheit: Unempfindlichkeit gegenüber Schwankungen und Veränderungen,
- Vielseitigkeit: Eignung für vielfältige Randbedingungen und Anforderungen,
- Flexibilität: Anpassungsfähigkeit in Reaktion auf Veränderungen.

Konkret können diese Eigenschaften erreicht werden durch:

- Abpuffern oder Entkoppeln von Schwankungen und Störungen, bspw. durch Ausgleichsbecken oder geeignete Aufbereitungsverfahren,
- Kurzfristige Anpassungsfähigkeit des Systems an veränderte Randbedingungen bspw. durch entsprechende Regelungsstrategien und flexible Betriebsweisen,

- Anpassungsfähigkeit an längerfristige Veränderungen durch einfach erweiterbare bzw. um- und rückbaubare Anlagen, bspw. durch modulare Bauweise oder Vorsehen eines ausbaubaren Kernsystems und das Mitdenken verschiedener Transformationswege.

Um einen geeigneten Rahmen zur Entwicklung robuster, vielseitiger und/oder flexibler Konzepte zu schaffen, wird empfohlen verschiedene Ausgangszustände und mögliche zukünftige Entwicklungen zu definieren und diese in die Konzeptplanung und -bewertung einzubeziehen. Wesentliche Eckpunkte, wie dies umgesetzt werden kann, wurden im TP 4 erarbeitet. Im Detail kann die Ausgestaltung des Vorgehens an die vorliegende Fragestellung/Planungssituation und die vorhandenen bzw. bevorzugten Werkzeuge (Methoden, Software) angepasst werden. Hier bieten sich Anknüpfungspunkte, den in Wa-Relp entstandenen Planungsbaukasten um Bausteine für die Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse für verschiedene Planungsschritte und –methoden zu ergänzen.

Literaturverzeichnis

BACHON, U. ; BELOUSCHER, P. ; WEILER, W.: *Allgemeine Analyse der Küchenabwässer*. In: *Korrespondenz Abwasser* 34 (1987), Nr. 11, S. 1191–1196

BACHON, U.: *Fortschritte bei der Wiederverwertung von Fetten aus dem Abwasser von Küchenbetrieben und aus der Fleischverarbeitung*. In: *Fett Wissenschaft Technologie/Fat Science Technology* 96 (1994), S2, S. 530–535

BARJENBRUCH, M.: *Verfahren zur Abwasserfiltration – Grundlagen, Auslegung und Betriebserfahrungen*. In: *Chemie Ingenieur Technik* 79 (2007), Nr. 11, S. 1861–1870

BARJENBRUCH, Matthias: *Leistungsfähigkeit und Kosten von Filtern in der kommunalen Abwasserreinigung*. Zugl.: Hannover, Univ., Diss., 1996. Hannover, 1997 (Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover 97)

BAUR, Andreas ; FRITSCH, Peter ; HOCH, Winfried ; MERKL, Gerhard ; RAUTENBERG, Joachim ; WEIß, Matthias ; WRICKE, Burkhard: *Mutschmann/Stimmelmayer Taschenbuch der Wasserversorgung*. 172019. Aufl. Wiesbaden : Springer Vieweg, 2019 (SpringerLink)

BEDNARZ, Andreas ; RÜNGELER, Bettina ; PFENNIG, Andreas: *Use of Cascaded Option Trees in Chemical-Engineering Process Development*. In: *Chemie Ingenieur Technik* 86 (2014), Nr. 5, S. 611–620. URL <http://doi.wiley.com/10.1002/cite.201300115>

BENCH, Bryant L. ; MIDDLEBROOKS, E. Joe ; GEORGE, Dennis B. ; REYNOLDS, James H.: *Evaluation of Wastewater Filtration*. Logan, Utah, 1981 (Water Quality Series UWRL/Q-81/01)

BISCHOFF, Astrid: *Desinfektion von behandeltem Abwasser - Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren*. Darmstadt, Technische Universität Darmstadt. Dissertation. 2013. URL <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:tuda-tuprints-43852>

BISINELLA DE FARIA, Ana Barbara ; BESSON, Mathilde ; AHMADI, Aras ; UDERT, Kai M. ; SPÉRANDIO, Mathieu: *Dynamic Influent Generator for Alternative Wastewater Management with Urine Source Separation*. In: *Journal of Sustainable Water in the Built Environment* 6 (2020), Nr. 2, S. 4020001

BLOKKER, E. J. M. ; PIETERSE-QUIRJINS, E. J. ; VREEBURG, J. H. G. ; VAN DIJK, J. C.: *Simulating Nonresidential Water Demand with a Stochastic End-Use Model*. In: *Journal of Water Resources Planning and Management* 137 (2011), Nr. 6, S. 511–520. URL <https://ascelibrary.org/doi/full/10.1061/%28asce%29wr.1943-5452.0000146>

BORGONOVO, Emanuele: *Sensitivity analysis : An introduction for the management scientist*. Cham, Switzerland : Springer International Publishing, 2017 (International Series in Operations Research & Management Science volume 251)

BREITENKAMP, Sabrina ; BEIER, Maike ; ROSENWINKEL, Karl-Heinz: *Optimierung von Kosten, Energie- und RessourcenNutzung in der Fruchtsaftindustrie – Bilanzmodell und Mehrzieloptimierung (Opti-KERN) : Schlussbericht*. Hannover, 2016

BREITENKAMP, Sabrina: *Modellgestützte Mehrzieloptimierung industrieller Stoff- und Energieströme am Beispiel der Apfelsaftherstellung*. Leibniz Universität Hannover. Dissertation. 2016

BYERS, William ; LINDGREN, Glen ; NOLING, Calvin ; PETERS, Dennis: *Industrial water management : A systems approach*. New York, N.Y. : American Institute of Chemical Engineers, 2003

- CHALUPNIK, Marek J. ; WYNN, David C. ; CLARKSON, P. John: *Comparison of utilities for protection against uncertainty in system design*. In: *Journal of Engineering Design* 24 (2013), Nr. 12, S. 814–829
- CHIU, K. ; LYN, D. A. ; SAVOYE, P. ; BLATCHLEY III, E. R.: *Integrated UV Disinfection Model Based on Particle Tracking*. In: *Journal of Environmental Engineering* 125 (1999a), Nr. 1, S. 7–16
- CHIU, Kuang-ping ; LYN, Dennis A. ; SAVOYE, Philippe ; BLATCHLEY III, Ernest R.: *Effect of UV System Modifications on Disinfection Performance*. In: *Journal of Environmental Engineering* 125 (1999b), Nr. 5, S. 459–469
- CRITTENDEN, John Charles ; BORCHARDT, James H.: *MWH's water treatment : Principles and design*. 3. ed. Hoboken, N.J : John Wiley & Sons, 2012
- DANVA: *Videregående renseteknologier for kommunalt spildevand*. 2006 (DANVA Forsknings- og Udredningsprojekt nr. 2)
- DWA: *Abwasser aus Krankenhäusern und anderen medizinischen Einrichtungen*. Dezember 2010. Hennef : DWA, 2010 (DWA-Regelwerk M 775)
- DWA: *Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung*. Hennef, 2019 (DWA-Regelwerk DWA-A 203)
- DWA: *Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen*. Korrigierte Fassung. Hennef : Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, 2017 (DWA-Themen T 4/2016)
- DWA: *Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser*. März 2013. Hennef (Sieg) : Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, 2013 (DWA-Regelwerk M 205)
- DZIEGIELEWSKI, Benedykt: *Commercial and institutional end uses of water* : American Water Works Association, 2000
- EFFIZIENZ-AGENTUR NRW ; ING.-BÜRO FÜR ABWASSERTECHNIK UND ENERGIE-MANAGEMENT: *Studie zu PIUS-Potenzialen in der papier- und kartonerzeugenden Industrie*. 2004
- Entwicklung und Integration innovativer Kläranlagentechnologien für den Transformationsprozess in Richtung Technikwende - E-Klär : Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt*. 2018
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Ireland: *Water treatment manual : Disinfection*. [Rev. ed.]. Johnstown Castle, Co. Wexford : Environmental Protection Agency, 2011
- ERIKSSON, Eva ; AUFFARTH, Karina ; HENZE, Mogens ; LEDIN, Anna: *Characteristics of grey wastewater*. In: *Urban Water* 4 (2002), Nr. 1, S. 85–104. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462075801000644>
- FIGUEIRA, José (Hrsg.) ; EHRGOTT, Matthias (Hrsg.) ; GRECO, Salvatore (Hrsg.): *Multiple Criteria Decision Analysis : State of the Art Surveys*. New York, NY : Springer Science + Business Media Inc, 2005 (International Series in Operations Research & Management Science 78)
- FRIEDLER, E.: *Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities*. In: *Environmental technology* 25 (2004), Nr. 9, S. 997–1008
- FUNTOWICZ, Silvio O. ; RAVETZ, Jerome R.: *Uncertainty and quality in science for policy*. Dordrecht : Kluwer, 1990 (Theory and decision library Series A, Philosophy and methodology of the social sciences 15)

GORZALSKI, Alexander S. ; HARRINGTON, Gregory W. ; CORONELL, Orlando: *Modeling Water Treatment Reactor Hydraulics Using Reactor Networks*. In: *Journal - American Water Works Association* 110 (2018), Nr. 8, S. 13–29

GURD, C. ; JEFFERSON, B. ; VILLA, R.: *Characterisation of food service establishment wastewater and its implication for treatment*. In: *Journal of environmental management* 252 (2019), S. 109657

HERMAN, Jonathan D. ; REED, Patrick M. ; ZEFF, Harrison B. ; CHARACKLIS, Gregory W.: *How Should Robustness Be Defined for Water Systems Planning under Change?* In: *Journal of Water Resources Planning and Management* 141 (2015), Nr. 10, S. 4015012

JEKEL, Martin ; ALTMANN, Johannes ; RUHL, Aki Sebastian ; SPERLICH, Alexander ; SCHALLER, Jana ; GNIRB, Regina ; MIEHE, Ulf ; STAPF, Michael ; REMY, Christian ; MUTZ, Daniel; Technische Universität Berlin (Mitarb.); JEKEL, Martin (Mitarb.); RUHL, Aki Sebastian (Mitarb.): *Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken*. 2016

JOKSIMOVIC, Darko: *Decision Support System for Planning of Integrated Water Reuse Projects*. University of Exeter, School of Engineering, Computing and Mathematics. Dissertation. 2006. URL https://ore.exeter.ac.uk/repository/bitstream/handle/10036/28632/JoksimovicD_fm.pdf?sequence=1&isAllowed=y

JÖNSSON, Håkan ; BAKY, Andras ; JEPPSSON, Ulf ; HELLSTRÖM, Daniel ; KÄRRMAN, Erik: *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste : for utilisation in the URWARE model*. Gothenburg, 2005 (Urban Water Report 2005:6)

KAMARUDDIN, Mohamad Anuar ; IBRAHIM, Mahamad Hakimi ; THUNG, Loo Mei ; EMMANUEL, Madu Ijanu ; NIZA, Noorzalila Muhammad ; SHADI, Abdubaki Mohamed Hussien ; NORASHIDDIN, Faris Aiman: *Sustainable synthesis of pectinolytic enzymes from citrus and Musa acuminata peels for biochemical oxygen demand and grease removal by batch protocol*. In: *Applied Water Science* 9 (2019), Nr. 4, S. 1–10. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s13201-019-0948-2>

KRAUS, Fabian ; REMY, Christian ; SEIS, Wolfgang ; MIEHE, Ulf: *Deliverable 3.3 - Generic assessment of treatment trains concerning their environmental impact and risk reduction potential*. 2016

LAZAROVA, V. ; SAVOYE, P. ; JANEX, M. L. ; BLATCHLEY, E. R. ; POMMEPUY, M.: *Advanced Wastewater Disinfection Technologies: State of the Art and Perspectives*. In: *Water Science & Technology* 40 (1999), 4-5, S. 203–213

LI, H. Y. ; OSMAN, H. ; KANG, C. W. ; BA, T.: *Numerical and experimental investigation of UV disinfection for water treatment*. In: *Applied Thermal Engineering* 111 (2017), S. 280–291

LI, Wentao ; LI, Mengkai ; BOLTON, James R. ; QIANG, Zhimin: *Configuration optimization of UV reactors for water disinfection with computational fluid dynamics: Feasibility of using particle minimum UV dose as a performance indicator*. In: *Chemical Engineering Journal* 306 (2016), S. 1–8

MANIG, Nina: *Methodischer Ansatz zur zukunftsorientierten strategischen Planung von Kläranlagen*. Dissertation. 2019

MANN, Theo ; KOGLIN, Bernd ; KIENLE, Hartmut von ; WEGMANN, Uwe ; WEISBRODT, Walter: *Wastewater, 5. Physical Treatment*. In: *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry* : Wiley, 2012

MEINZINGER, F. ; OLDENBURG, M.: *Characteristics of source-separated household wastewater flows: a statistical assessment*. In: *Water Science and Technology* 59 (2009), Nr. 9, S. 1785–1791

- METCALF & EDDY, INC; AECOM; TCHOBANOGLOUS, George (Mitarb.); STENSEL, David H. (Mitarb.); TSUCHIHASHI, Ryujiro (Mitarb.); BURTON, Franklin (Mitarb.); ABU-ORF, Mohammad (Mitarb.); BOWDEN, Gregory (Mitarb.); PFRANG, William (Mitarb.) : *Wastewater engineering : Treatment and resource recovery*. Fifth edition. New York : McGraw-Hill Education, 2014
- MOALLEMI, Enayat A. ; ELSAWAH, Sondoss ; RYAN, Michael J.: *Robust decision making and Epoch–Era analysis: A comparison of two robustness frameworks for decision-making under uncertainty*. In: *Technological Forecasting and Social Change* 151 (2020), S. 119797
- MÜLLER, Kurt ; BLEISTEINER, Stefan ; PIRCHNER, Adolf ; GNIRß, Regina ; HÜBNER, Michaela: *Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser*. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 56 (2009), Nr. 6, S. 593–599
- MULNV: *Energie in Abwasseranlagen : Handbuch NRW*. Düsseldorf, 2018
- MUÑOZ, Ivan ; MILÀ-I-CANALS, Llorenç ; FERNÁNDEZ-ALBA, Amadeo R.: *Life Cycle Assessment of Water Supply Plans in Mediterranean Spain*. In: *Journal of Industrial Ecology* 14 (2010), Nr. 6, S. 902–918
- OERTLÉ, Emmanuel ; HUGI, Christoph ; WINTGENS, Thomas ; KARAVITIS, Christos: *Poseidon—Decision Support Tool for Water Reuse*. In: *Water* 11 (2019), Nr. 1, S. 153
- OERTLÉ, Emmanuel: *Wastewater Treatment Unit Processes Datasets: Pollutant removal efficiencies, evaluation criteria and cost estimations*. 2018
- PENN, Roni ; WARD, Barbara J. ; STRANDE, Linda ; MAURER, Max: *Review of synthetic human faeces and faecal sludge for sanitation and wastewater research*. In: *Water research* 132 (2018), S. 222–240. URL https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/FS_Quantification_Characterisation/synthetic_human_faeces.pdf
- PENNSYLVANIA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION; The Pennsylvania State Association of Township Supervisors (PSATS) (Mitarb.); GANNETT FLEMING, Inc. (Mitarb.); Dering Consulting Group (Mitarb.); Penn State Harrisburg Environmental Training Center (Mitarb.) : *Wastewater Treatment Plant Operator Certification Training : Module 5: Disinfection and Chlorination*. Pennsylvania, 2016
- PIANOSI, Francesca ; WAGENER, Thorsten: *Distribution-based sensitivity analysis from a generic input-output sample*. In: *Environmental Modelling & Software* 108 (2018), S. 197–207
- PRESSLEY, Thomas A. ; BISHOP, Dolloff F. ; ROAN, Stephanie G.: *Ammonia-nitrogen removal by breakpoint chlorination*. In: *Environmental Science & Technology* 6 (1972), Nr. 7, S. 622–628
- QUAGLIA, Alberto ; PENNATI, Alessandra ; BOGATAJ, Milos ; KRAVANJA, Zdravko ; SIN, Gürkan ; GANI, Rafiqul: *Industrial Process Water Treatment and Reuse : A Framework for Synthesis and Design*. In: *Industrial & Engineering Chemistry Research* 53 (2014), Nr. 13, S. 5160–5171
- RANKNESS, Kerwin L. ; STOVER, Enos L. ; KRENEK, David L.: *Design, start-up, and operation of an ozone disinfection unit*. In: *Journal WPCF* 56 (1984), Nr. 11, S. 1152–1159. URL <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.465.1621&rep=rep1&type=pdf>
- RAZAVI, Saman ; SHEIKHOESLAMI, Razi ; GUPTA, Hoshin V. ; HAGHNEGHAHDAR, Amin: *VARS-TOOL: A toolbox for comprehensive, efficient, and robust sensitivity and uncertainty analysis*. In: *Environmental Modelling & Software* 112 (2019), S. 95–107
- ROSE, C. ; PARKER, A. ; JEFFERSON, B. ; CARTMELL, E.: *The Characterization of Feces and Urine: A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology*. In: *Critical reviews in environmental science and technology* 45 (2015), Nr. 17, S. 1827–1879

- ROSS, Adam M. ; RHODES, Donna H.: *Ilities Semantic Basis: Research Progress and Future Directions*. In: *Procedia Computer Science* 153 (2019), S. 126–134
- RYAN, Erin T. ; JACQUES, David R. ; COLOMBI, John M.: *An ontological framework for clarifying flexibility-related terminology via literature survey*. In: *Systems Engineering* 16 (2013), Nr. 1, S. 99–110
- SALTELLI, Andrea: *Global sensitivity analysis : The primer*. [Elektronische Ressource]. Chichester : Wiley, 2008
- SCHEYER, Nadine: *Aerobe Schwarzwasserbehandlung*. Darmstadt, Technische Universität Darmstadt, IWAR. Dissertation. 2016
- SOMMER, R. ; CABAJ, A. ; PRIBIL, W. ; HAIDER, T.: *Influence of lamp intensity and water transmittance on the UV disinfection of water*. In: *Water Science & Technology* 35 (1997), 11-12, S. 113–118
- SPILLER, Marc ; VREEBURG, Jan H. G. ; LEUSBROCK, Ingo ; ZEEMAN, Grietje: *Flexible design in water and wastewater engineering--definitions, literature and decision guide*. In: *Journal of environmental management* 149 (2015), S. 271–281
- STYLES, David ; SCHÖNBERGER, Harald ; GALVEZ MARTOS, Jose Luis: *Best environmental management practice in the tourism sector : Learning from frontrunners*. Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2013 (EUR, Scientific and technical research series 26022)
- ULLMER, C. ; KUNDE, N. ; LASSAHN, A. ; GRUHN, G. ; SCHULZ, K.: *WADO™: water design optimization—methodology and software for the synthesis of process water systems*. In: *Journal of Cleaner Production* 13 (2005), Nr. 5, S. 485–494
- US EPA: *Ultraviolet Disinfection Guidance Manual for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule*. Washington, DC, 2006 (EPA 815-R-06-007)
- US EPA: *Wastewater Technology Fact Sheet : Chlorine Disinfection*. Washington, DC, 1999 (EPA 832-F-99-062)
- VAN DER SLUIJS, J. P. ; CRAYE, Matthieu ; FUNTOWICZ, Silvio ; KLOPROGGE, Penny ; RAVETZ, Jerry ; RISBEY, James: *Combining quantitative and qualitative measures of uncertainty in model-based environmental assessment: the NUSAP system*. In: *Risk analysis : an official publication of the Society for Risk Analysis* 25 (2005), Nr. 2, S. 481–492
- VANROLLEGHEM, Peter A. ; JEPPSSON, Ulf ; CARSTENSEN, Jacob ; CARLSSON, Bengt ; OLSSON, Gustaf: *Integration of wastewater treatment plant design and operation - a systematic approach using cost functions*. In: *Water Science and Technology* 34 (1996), 3-4, S. 159–171. URL <https://iwapon-line.com/wst/article-pdf/34/3-4/159/27235/159.pdf>
- WAGNER, Martin ; SCHEYER, Nadine ; BISCHOFF, Astrid; TIB-Technische Informationsbibliothek Universitätsbibliothek Hannover (Mitarb.); Technische Informationsbibliothek (TIB) (Mitarb.) : *Vergleich von Desinfektionsverfahren in Abläufen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen zum Einsatz in China : Schlussbericht*. 2012
- WALKER, W. E. ; HARREMOËS, P. ; ROTMANS, J. ; VAN DER SLUIJS, J. P. ; VAN ASSELT, M.B.A. ; JANSSEN, P. ; KRAYER VON KRAUSS, M. P.: *Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support*. In: *Integrated Assessment* 4 (2003), Nr. 1, S. 5–17
- WANG, Lawrence K.: *Characterization Studies of Wastewater Generated from Military Installations*. Buffalo, NY, 1973 (Technical Report CALSPAN-ND-5296-M-1)

WENCKI, Kristina ; THÖNE, Verena ; ANTE, Angela ; HOGEN, Tobias ; HOHMANN, Claudia ; TETTENBORN, Felix ; POHL, Dagmar ; PREISS, Philipp ; JUNGFER, Christina: *Approaches for the evaluation of future-oriented technologies and concepts in the field of water reuse and desalination*. In: *Journal of Water Reuse and Desalination* 10 (2020), Nr. 4, S. 269–283

WIERZBICKI, Andrzej (Hrsg.); MAKOWSKI, Marek (Hrsg.); WESSELS, Jaap (Hrsg.): *Model-based decision support methodology with environmental applications*. Dordrecht, Boston : Laxenburg, Austria : Kluwer Academic; International Institute for Applied Systems Analysis, 2000 (Mathematical modelling - theory and applications)

WOLS, B. A. ; HOFMAN, J. A. M. H. ; BEERENDONK, E. F. ; UIJTTEWAAL, W. S. J. ; VAN DIJK, J. C.: *A systematic approach for the design of UV reactors using computational fluid dynamics*. In: *AIChE Journal* 57 (2011), Nr. 1, S. 193–207

XU, Chen ; ZHAO, X. S. ; RANGAIAH, G. P.: *Performance analysis of ultraviolet water disinfection reactors using computational fluid dynamics simulation*. In: *Chemical Engineering Journal* 221 (2013), S. 398–406

Anhang

Anhang A: SysML

SysML ist eine standardisierte Modellierungssprache, die auf UML2 basiert und vor allem im Bereich "Systems Engineering" zur Modellierung komplexer Systeme genutzt wird. Zur Darstellung der Systemmodelle werden in SysML verschiedene Diagrammtypen definiert, von denen im vorliegenden Bericht das *Interne Blockdiagramm* (engl. internal block diagram) und das *Zusicherungsdiagramm* (engl. parametric diagram) verwendet werden, die im Folgenden kurz erläutert werden.

Weitere Informationen zu SysML sind bspw. auf www.omg.sysml.org zu finden.

Anhang B: Unsicherheit

Verschiedene Merkmale und Eigenschaften zur Beschreibung von Unsicherheit sind in Tabelle 24 zusammengefasst und kurz erläutert. Eine Zuordnung der Eigenschaften zu den in Kapitel 5.2.1 differenzierten Arten von Unsicherheit findet sich in Tabelle 25. Im nachfolgenden Text erfolgt eine Einordnung der Strategien zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität in den breiteren Kontext der robusten Planung.

Anhang A SysML

Internes Blockdiagramm

Das interne Blockdiagramm zeigt die innere Struktur eines Blocks, d. h. seine Bestandteile und Ports. Im Kontext von WaRelp entspricht ein Block einem Modul und die im internen Blockdiagramm gezeigten Eigenschaften den Modellparametern (hier in eigenen „Unterblöcken“ zur Gruppierung zusammengefasst). Ports sind definierte Schnittstellen, über die Daten an andere Teile des Gesamtmodells (hier andere Module und die Bewertung) übergeben werden. Die Darstellung der Bestandteile im internen Blockdiagramm ist in Bild 27 gezeigt.

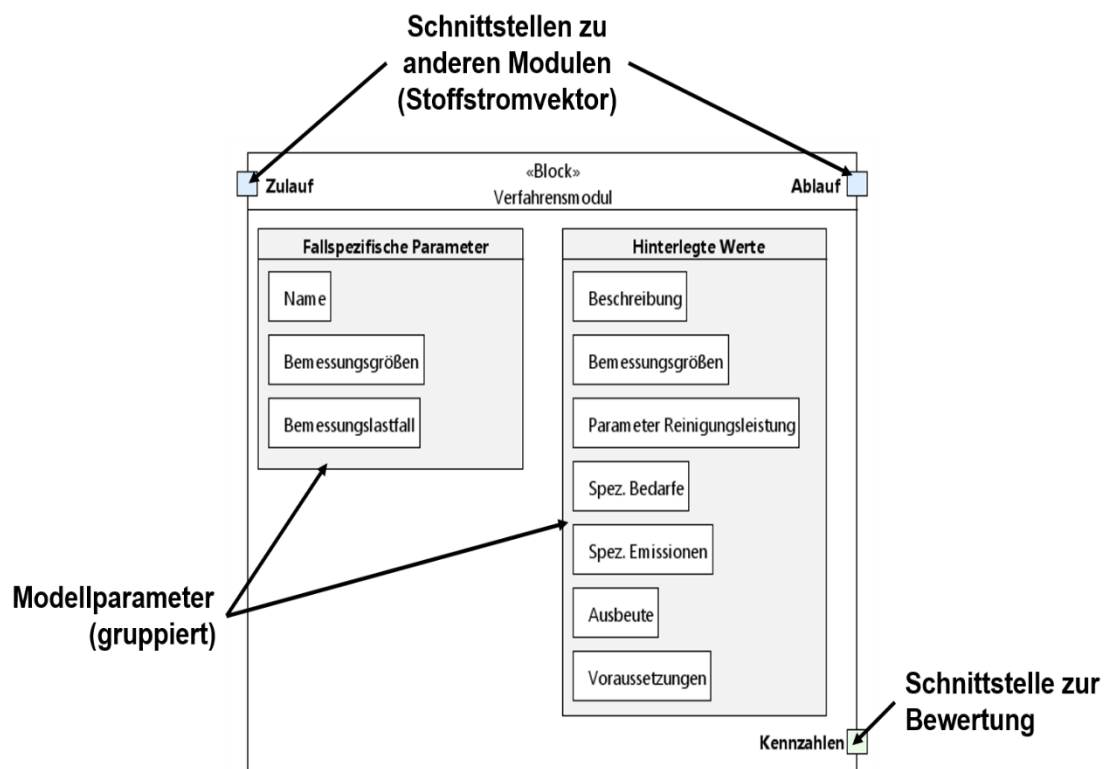


Bild 27 Internes Blockdiagramm mit Erläuterung der Bestandteile

Zusicherungsdiagramm

Das Zusicherungsdiagramm dient der Darstellung des parametrischen Zusammenhanges zwischen den Eigenschaften eines Blocks – hier beschreibt es, wie die in den Modulen hinterlegten Berechnungsalgorithmen mit den Eingangsgrößen (Modellparametern), den Ausgangsgrößen (Wasserströme, Kennzahlen für die Bewertung) sowie untereinander verknüpft sind. Bild 28 illustriert die Darstellung der Modellparameter, Berechnungsalgorithmen und Schnittstellen im Zusicherungsdiagramm.

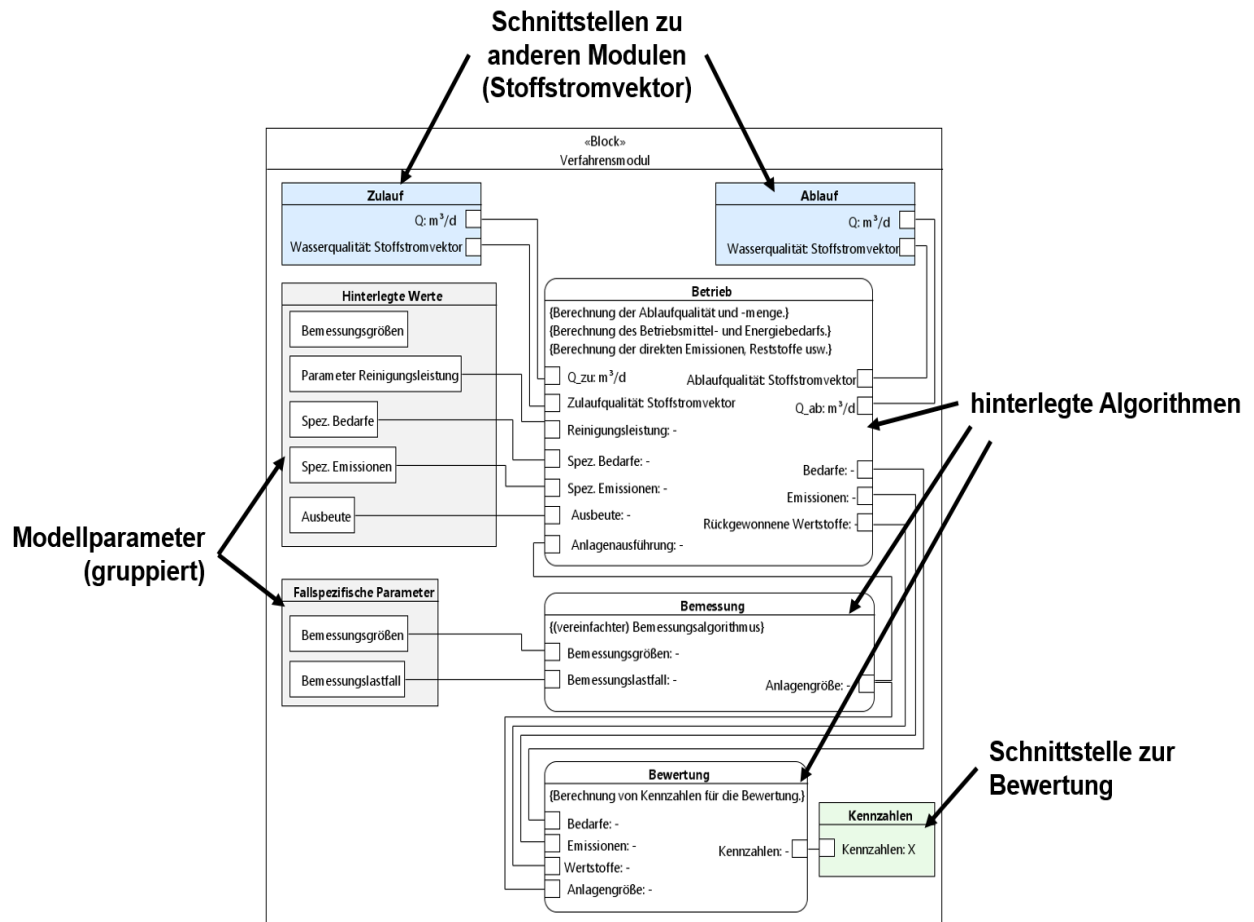


Bild 28 Zusicherungsdiagramm mit Erläuterung der Bestandteile

Anhang B Unsicherheit

Tabelle 24 Eigenschaften zur Beschreibung von Unsicherheit und Variabilität (angelehnt an Walker u. a. 2003, und um zeitl. Aspekte ergänzt)

Merkmal	Ausprägungen	Erläuterung
Charakter	epistemisch/reduzierbar	Unsicherheit, die auf unvollständigem Wissen beruht und durch weitere Datenerhebung verringert werden könnte
	aleatorisch/inhärent	Festlegung auf einen bestimmten Wert ist nicht möglich, da eine nicht verringerbare Varianz auftritt (z. B. schwankende Abwasserzusammensetzung) oder keine (exakte) Vorhersage möglich ist
Ort*	<i>Erfassung der Sachlage</i>	
	Betrachtungsrahmen	Unsicherheit bzgl. der Systemgrenzen, des Zeithorizonts sowie der zeitlichen Auflösung
	Eingangsdaten	(fallspezifische) Eingangsdaten, z. B. Wasserqualität und -menge, aber auch Entwurfsgrößen wie Konfiguration
	<i>Prognostizierte Auswirkungen der Handlungsoptionen</i>	
	Modellparameter	im Modell hinterlegte Parameter
	Berechnungsansätze/ Modellstruktur	wie zutreffend die technischen Sachverhalte und Zusammenhänge durch das Modell erfasst werden
	<i>Bewertung</i>	
	Bewertungsparameter	für die Berechnung von Bewertungskennzahlen benötigte Größen, bspw. Preise, spez. Umweltauswirkungen
	Berechnungsansatz Bewertungskennzahlen	wie zutreffend der Zusammenhang zwischen Sachdaten und Bewertungskennzahlen erfasst ist
	Bewertungsvorgehen	wie zutreffend die Präferenzen und Bewertungslogik der Entscheider durch die Bewertungsmethodik abgebildet werden
Zeitskala	kurzfristig	
	mittelfristig	Zeitskala, auf der sich die Unsicherheit auswirkt
	langfristig	
Zeitpunkt	Ist-Zustand	Unsicherheit, die den aktuellen Zustand bzw. den Zustand direkt nach der Umsetzung betrifft
	Zukunft	Unsicherheit bzgl. zukünftiger Zustände
Ausmaß	statistisch erfassbare Unsicherheit	unsichere Werte und Zusammenhänge, für die eine Wahrscheinlichkeitsverteilung angegeben werden kann
	beschreibbare Unsicherheit	Werte(bereiche) oder Szenarien können angegeben werden, deren Eintrittswahrscheinlichkeit aber nicht quantifiziert werden kann
	erkannte Unwissenheit	nicht beschreibbare bzw. nicht erfasste (vernachlässigte) Einflussgrößen und Zusammenhänge
	nicht erkannte Unwissenheit	nicht bekannte, unerwartete Einflüsse und Zusammenhänge

* Die Verortung von Unsicherheit ist stark kontextabhängig. Die hier benannten Ausprägungen beziehen sich auf die modellbasierte Planung und Bewertung.

Tabelle 25 Zuordnung der in WaRelp definierten Arten von Unsicherheit zu verschiedenen Merkmalen zur Beschreibung von Unsicherheit

Merkmal	Ausprägungen	Offene Entscheidungen	Unvollst. Wissen	Modell-unsicherheit	Variabilität	Zukünftige Entwicklungen	Unbekannte Wissenslücken
Charakter	epistemisch/reduzierbar	✓	✓	✓			
	aleatorisch/inhärent				✓	✓	✓
Ort*	<i>Erfassung der Sachlage</i>						
	Betrachtungsrahmen			✓		✓	✓
	Eingangsdaten	✓	✓		✓	✓	✓
	<i>Prognostizierte Auswirkungen der Handlungsoptionen</i>						
	Modellparameter	✓	✓		✓	✓	✓
	Berechnungsansätze/ Modellstruktur			✓		✓	✓
	<i>Bewertung</i>						
	Bewertungsparameter	✓	✓		✓	✓	✓
	Berechnungsansatz Bewertungskennzahlen			✓		✓	✓
	Bewertungsvorgehen			✓		✓	✓
Zeitskala	kurzfristig	✓	✓		✓		✓
	mittelfristig	✓	✓		✓		✓
	langfristig	✓	✓		✓	✓	✓
Zeitpunkt	Ist-Zustand	✓	✓		✓		✓
	Zukunft	✓	✓		✓	✓	✓
Ausmaß	statistisch erfassbare Unsicherheit	✓	✓		✓		
	beschreibbare Unsicherheit	✓	✓	✓	✓	✓	
	erkannte Unwissenheit	✓	✓	✓	✓	✓	
	nicht erkannte Unwissenheit						✓

Einordnung der Strategien zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität

Um die im Kapitel 5.2 erörterten Strategien zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität für das industrielle Wassermanagement differenziert einzuordnen, wird die im Folgenden vorgestellte Klassifizierung nach *Ursache der Veränderung*, *gewünschtem Effekt* und *Mechanismus zur Reaktion auf die Veränderung* vorgeschlagen (lose angelehnt an Chalupnik, Wynn, Clarkson 2013). Hierbei werden die Wasseraufbereitung und -verteilung (direkt oder nach Aufbereitung) als systemintern betrachtet; die Wasserentnahme, -nutzung und -ableitung werden als Teil des externen Rahmens angesehen (vgl. Bild 4).

Ursache der Veränderung

- **Interne Veränderung (Abweichung/Störung)**
Innerhalb der Wasseraufbereitung auftretende Schwankungen oder Abweichungen von den erwarteten (in der Planung angesetzten) Werten, bspw. Reinigungsleistung oder Effizienz (Betriebsmittel-, Energiebedarf ...) usw. der Aufbereitungsprozesse.
- **Veränderte Randbedingungen**
Änderungen des externen Rahmens, wie bspw. Wasserverfügbarkeit und –bedarf oder auch (bewertungsrelevante) Rahmenbedingungen wie Preise, verfügbare Technologien usw.
- **Veränderte Anforderungen**
Änderungen der Anforderungen an das Wassermanagementkonzept, bspw. neue oder anders gewichtete Bewertungskriterien, oder Forderung zusätzlicher Funktionalitäten, die nicht in der Planung vorgesehen/gefordert waren, wie bspw. Wertstoffrückgewinnung oder Wärmerückgewinnung.

Gewünschter Effekt

- **Gleichbleibende Funktionalität und Effizienz**
Die ursprüngliche Funktionalität (Bereitstellung und Ableitung von Wasser) soll bei gleichbleibender Effizienz (gemäß der ursprünglichen Bewertung) aufrechterhalten werden.
- **Veränderte Funktionalität und/oder Effizienz**
Die Funktion und/oder Effizienz sollen sich ändern.

Mechanismus zur Reaktion auf die Veränderung

- **Kein Eingriff nötig**
Es ist kein manueller Eingriff erforderlich, um den gewünschten Effekt zu erzielen, da das System entweder unanfällig für die Veränderung ist oder sich selbst anpasst – sehr kurz- bis mittelfristige Reaktion möglich.
- **Betriebliche Anpassung**
Der gewünschte Effekt kann durch manuellen Eingriff in den Betrieb (bspw. Anpassung von Sollwerten, Nutzung alternativer Wasserversorgung u. ä.) erreicht werden – kurz- bis mittelfristige Reaktion möglich.
- **Strukturelle Anpassung**
Um den gewünschten Effekt zu erzielen ist ein Eingriff in die Struktur erforderlich (z. B. Umbau, Änderungen an der MSR-Technik) – langfristige Anpassung.

Während die beiden ersten Kategorien (Ursache der Veränderung und Gewünschter Effekt) den Rahmen für die Einordnung der Unsicherheit bzw. Variabilität beschreiben, weist die dritte Kategorie (Mechanismus zur Reaktion auf die Veränderung) darauf hin, welche Ansatzpunkte in der Ausgestaltung des Wassermanagements genutzt werden können, um mit der Unsicherheit und Variabilität umzugehen (siehe hierzu Kapitel 5.2.2).

Tabelle 26 ordnet verschiedene Sammelbegriffe für Konzepte zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität, die auch als technisch-betriebliche Bewertungskriterien herangezogen werden können (vgl. Kapitel 4.2), in den zuvor erläuterten Rahmen ein. Dabei ist anzumerken, dass die in der Literatur zu findenden Definitionen nicht eindeutig und teilweise kontextabhängig sind (siehe bspw. Ross, Rhodes 2019; Ryan, Jacques, Colombi 2013; Chalupnik, Wynn, Clarkson 2013). Die hier gewählte Einordnung stellt eine sinnvolle Differenzierung der Konzepte für das (industrielle) Wassermanagement dar, abweichende Definitionen sind aber ebenso berechtigt.

Tabelle 26 Einordnung von Konzepten zum Umgang mit Unsicherheit und Variabilität in den in WaRelp spezifizierten Rahmen

Ursache der Veränderung Funktionalität und/oder Effizienz Mechanismus	interne Veränderung (Abweichung/Störung)			Veränderte Randbedingungen			Veränderte Anforderungen		
	gleich (oder besser)			gleich (oder besser)			verändert		
	kein Eingriff nötig	betriebliche Anpassung	strukturelle Anpassung	kein Eingriff nötig	betriebliche Anpassung	strukturelle Anpassung	kein Eingriff nötig	betriebliche Anpassung	strukturelle Anpassung
Resilienz	•	•		•	•		•	•	
Kompensationsfähigkeit	•	•		•	•				
Robustheit	•			•					
Betriebsstabilität	•								
Vielseitigkeit				•	•		•	•	
Adaptivität							•		
Flexibilität		•	•		•	•		•	•
Betriebliche Flexibilität		•			•			•	
Modifizierbarkeit			•			•			•
Umrüstbarkeit						•			•
Transformierbarkeit									•

Eine wesentliche hier getroffene Unterscheidung zwischen den Konzepten ist, ob strukturelle Anpassungen nötig sind oder nicht. Insbesondere bauliche Veränderungen sind in der Regel mit hohem organisatorischem Aufwand verbunden und erfordern das Hinzuziehen zusätzlicher Personenkreise bzw. organisatorischer Einheiten. Die Umsetzung struktureller Veränderungen dauert länger und ist weniger leicht reversibel als betriebliche Anpassungen und Adaptionsprozesse und damit z. B. schlecht für die Reaktion auf periodisch auftretende Änderungen geeignet. Daher wird dieser Aspekt für das (industri-

elle) Wassermanagement als wichtige Abgrenzung gesehen, die sich in der Unterscheidung von Resilienz (keine strukturelle Anpassung nötig) und Flexibilität (strukturelle Anpassung möglich) widerspiegelt. Hinsichtlich der Berücksichtigung betrieblicher Anpassungen überschneiden sich diese beiden übergeordneten Konzepte, da eine klare Zuordnung dem intuitiven Verständnis der Begriffe entgegensteht. Dies gilt auch für die Überschneidung von Kompensationsfähigkeit und Vielseitigkeit hinsichtlich der Reaktion auf veränderte Randbedingungen. Für eine eindeutige Differenzierung wären zusätzlich zu definierende Begriffe nötig oder es müssen ergänzende Spezifizierungen (wie bspw. Kompensation *interner Störungen*) vorgenommen werden.

B Reduzierung des refraktären CSB (Teilprojekt 2.1)

bearbeitet von Alicja Yogendran

Das Teilprojekt 2.1 „Membrantechnik - Reduzierung von refraktärem CSB“ ist eingebettet in das Teilprojekt 2, das sich mit der Entwicklung neuer Aufbereitungstechniken für typische Industrieabwässer beschäftigt.

Die Umsetzung von Wasserspar- und aufbereitungsmaßnahmen in Industrieparks erfordert neben einer konzeptionellen Analyse (TP 1, TP4 und TP6) auch konkrete **Weiterentwicklungen und Effizienzsteigerungen von Verfahren und Prozessketten zur Abwasserreinigung**, um möglichst hohe Prozesswasserqualitäten bei gleichzeitig geringen Betriebskosten zur Verfügung stellen zu können. Denn eine Hemmschwelle bei der Umsetzung von Reuse-Konzepten in Industrieparks ist nach wie vor der im Vergleich zu Frischwasser immer noch hohe Preis von aufbereitetem Prozesswasser.

Exemplarisch stehen **salzhaltige Abwässer** und **organisch verschmutzte** Abwässer mit hohem refraktärem Anteil in dem Gesamtprojekt WaRelp für die Herausforderungen von industriellen Abwässern bei der weitergehenden Aufbereitung. Denn die Kreislaufführung von aufbereitetem Prozesswasser kann zu einer **Anreicherung** beider Inhaltsstoffe führen. Das **Teilprojekt 2.1** beschäftigt sich mit Abwässern, die einen erheblichen Anteil an schwer oder nicht abbaubaren organischen Inhaltsstoffen enthalten.

Neben der anspruchsvollen biologischen Behandlung salzhaltiger, organikreicher Abwasserströme, die mit einer Verschlechterung der Flockenstruktur und einer möglichen Verbesserung der Sauerstoffausnutzung einhergeht (Teilprojekt 2.2, TU Darmstadt), und der Untersuchung innovativer Entsalzungsverfahren (Teilprojekt 2.3, Envirochemie) ist die **Optimierung der biologischen Behandlung im Hinblick auf die Elimination refraktärer Substanzen** wichtig für das Erreichen der o. g. Ziele.

Dazu wurden im TP 2.1 **Einflussfaktoren auf den weitergehenden biologischen Abbau des schwerstabbaubaren (refraktären) Anteils organischer Stoffe in industriellen Abwässern** untersucht. In Reuse-Aufbereitungskonzepten hat sich die Kombination aus biologischer Behandlung (z.B. Belebungsverfahren) und nachgeschalteten Membranverfahren zur Feststoffentfernung in Form von Membran-Bioreaktoren (MBR) standardmäßig etabliert. Neben dem bekannten Vorteil eines feststofffreien Ablaufs, der praktisch keimfrei ist, wurde in einigen Studien auch eine weitergehende Entfernung organischer Verbindungen durch die Membran bzw. die auf der Membran abgelagerte Deckschicht festgestellt. Daher wurde im TP 2.1 ein **besonderer Fokus auf die Abbaupotentiale membranbürtiger Deckschichten** gelegt.

Im Einzelnen wurden folgende Fragestellungen untersucht:

1. Auswahl eines geeigneten Testverfahrens zur Bestimmung des refraktären CSB und kritische Bewertung des Standardtestverfahrens nach DIN EN ISO 9888 (Zahn-Wellens-Test)
2. Bestimmung von Einflussfaktoren auf den Grad der Abbaubarkeit von biologisch schlecht abbaubaren bzw. „refraktären“ Verbindungen und Abwässern
3. Planung, Aufbau und Durchführung von Laborversuchen und einer großtechnischen Messkampagne mit verschiedenen biologischen Verfahren zum weitergehenden Abbau refraktärer Verbindungen

4. Bestimmung der maßgebenden Einflussfaktoren und deren Größenordnung sowie Interpretation der Leistungsunterschiede verschiedener biologischer Verfahren im Hinblick auf die dort wirksamen Einflussfaktoren
5. Vergleich der Laborergebnisse mit Ergebnissen aus großtechnischen Anlagen und Interpretation der Ergebnisse im Hinblick auf die Eliminationsleistung durch die Deckschicht von Membran-Bio-Reaktoren (MBR)

Inhaltsverzeichnis (Teil B)

Abkürzungsverzeichnis (Teil B)	B-v
Bildverzeichnis (Teil B)	B-vi
Tabellenverzeichnis (Teil B)	B-ix
1 Wissenschaftlicher und technischer Stand	B-1
1.1 Refraktärer CSB als Herausforderung in der Behandlung und Wiederverwendung industrieller Abwässer	B-1
1.2 Verfahren zur Verringerung des refraktären CSB	B-4
1.3 Anwendung der Membranbiologie (MBR) in der industriellen Abwasserreinigung	B-6
1.4 Übersicht der bisherigen Untersuchungen zum Effekt der Deckschicht in Membranbioreaktoren	B-7
1.5 Membranbelüftete Biofilmreaktoren (MBBR).....	B-13
2 Batchversuche zur Abbaubarkeit industrieller Abwässer (Abwasserscreening) ..	B-15
2.1 Material und Methoden	B-15
2.1.1 Modifizierter Zahn-Wellens-Test.....	B-15
2.1.2 Untersuchungen zu Einflussfaktoren auf die Abbaubarkeit.....	B-17
2.1.3 Standardanalytik	B-17
2.2 Ergebnisse des Abwasserscreenings.....	B-18
2.2.1 Literatursauswertung	B-18
2.2.2 Eigene Untersuchungen (Zahn-Wellens-Tests)	B-21
2.2.3 Zusammenstellung der Literatur- und Versuchsdaten.....	B-21
2.2.4 Zusammenfassung und Fazit	B-26
2.3 Einflussfaktoren auf die Ergebnisse des Zahn-Wellens-Tests.....	B-27
2.3.1 Einfluss der Ausgangskonzentration	B-27
2.3.2 Einfluss der Schlammadaptation	B-30
2.3.3 Einfluss der Schlammbelastung	B-31
2.4 Abhängigkeit des CSB/TOC-Verhältnisses vom Abbaugrad	B-33
3 Einflussfaktoren auf den weitergehenden Abbau eines synthetischen Abwassers (kontinuierliche Versuche)	B-35
3.1 Material und Methoden	B-35
3.1.1 Versuchskonzept	B-35
3.1.2 Zulaufcharakteristik.....	B-36

3.1.3 Versuchsaufbau	B-39
3.1.4 Versuchsphasen	B-44
3.1.5 Spektrometrie zur Einzelstoffanalytik von Tannin und Methylcellulose	B-44
3.1.6 Belüfterversuche nach DWA M-209	B-45
3.1.7 Analytik	B-49
3.2 Ergebnisse der kontinuierlichen Versuche mit synthetischem Abwasser	B-52
3.2.1 Absorptionsversuche nach DWA M-209 zur Auswahl eines geeigneten Membranbelüfters	B-52
3.2.2 Desorptionsversuche nach DWA M-209 zur Bestimmung der Belüfterkapazität des MBBRs im laufenden Betrieb	B-55
3.2.3 Weitergehende Elimination des refraktären CSB	B-56
3.2.4 Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse	B-76
4 Weitergehender Abbau in der Deckschicht eines großtechnischen Membran- Bioreaktors (MBR).....	B-78
4.1 Material und Methoden	B-78
4.1.1 Versuchskonzept	B-78
4.1.2 Beschreibung des großtechnischen MBR und des Messkonzepts	B-79
4.1.3 Analytik während des großtechnischen Messprogramms	B-79
4.1.4 Versuchsaufbau des Labor-MBR.....	B-80
4.2 Ergebnisse	B-82
4.2.1 Vergleich von 0,05µm-Filtrat und 0,04µm-Permeat (Großtechnik)	B-82
4.2.2 Membranfiltration der Schlammproben mit BIOCEL-Labormodul	B-84
Literaturverzeichnis	B-87

Abkürzungsverzeichnis (Teil B)

α	Grenzflächenfaktor
PP	Polypropylen
PVC	Polyvinylchlorid
PVDF	Polyvinylidenfluorid
PE	Polyethylen

Bildverzeichnis (Teil B)

Bild 29	Modellvorstellung der CSB-Fraktionen eingeteilt nach Abbaubarkeit und Löslichkeit. Modifiziert nach (HENZE u. a., 2000)	B-3
Bild 30	Vorstellung der zusätzlichen Filtrationswirkung durch Deckschichtbildung auf der Membran (LE-CHLECH u. a., 2006)	B-8
Bild 31	Wissenschaftliche Publikationen im Elsevier-Verlag zur Suchanfrage „Membrane Aerated Biofilm Reactor“ (Elsevier, Stand 01.06.2020)	B-13
Bild 32	Querschnitt einer Hohlfasermembran in der „konventionellen“ Konfiguration mit Sauerstoffversorgung von außen (<i>Co-Diffusion</i>) und in der MBBR-Konfiguration von innen (<i>Counter-Diffusion</i>). Die innere Biofilmschicht kann von nitrifizierenden Bakterien (NB), die äußere Schicht von heterotrophen Bakterien (HB) besiedelt werden. (AYBAR u. a., 2014)	B-13
Bild 33	Zusammenstellung der Literatur- und Versuchsdaten zum refraktären CSB (relativ [%] und absolut [mg/L])	B-22
Bild 34	Konzentration an refraktärem, gelösten CSB [mg/L] nach Industriebranche (Literatur- und experimentelle Daten)	B-24
Bild 35	Anteil des refraktären CSB am gelösten CSB [%] nach Industriebranchen (Literatur- und experimentelle Daten)	B-24
Bild 36	Konzentration an refraktärem, gelösten CSB [mg/L] in den Produktionsbereichen der Leder- und Textilindustrie	B-25
Bild 37	Konzentration an refraktärem, gelösten CSB [mg/L] in den Produktionsbereichen der Nahrungsmittelindustrie	B-26
Bild 38	Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für Abwasser aus der MC- und CMC-Produktion (unverdünnt und 1:6 verdünnt, Testreihe 3)	B-28
Bild 39	Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für synthetisches Methylcellulose-Abwasser (verdünntem und 1:10 verdünnt, Testreihe 4)	B-28
Bild 40	Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für synthetisches Tannin-Abwasser (unverdünnt, 1:10 verdünnt, 1:20 verdünnt, Testreihe 6)	B-29
Bild 41	Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für Abwasser aus der Kaffeeverarbeitung (unverdünnt, 1:10 verdünnt, Nullprobe des Schlammes, Testreihe 9)	B-30
Bild 42	Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für Abwasser aus der Methylcelluloseproduktion (adaptierter Schlamm, kommunaler Schlamm, Testreihe 8)	B-31
Bild 43	Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für synthetisches Tannin-Abwasser (mittlere, niedrige Schlammbelastung B_{TS} , Testreihe 6)	B-32
Bild 44	Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für Abwasser aus der Kaffeeverarbeitung (hohe, mittlere, niedrige Schlammbelastung B_{TS} , Testreihe 9)	B-33
Bild 45	S_{CSB}/DOC -Verhältnis in Abhängigkeit vom CSB-Abbaugrad ausgewählter, durchgeführter Zahn-Wellens-Tests.	B-34
Bild 46	Querschnitt durch die Deckschicht und Membran in MBR und mögliche Ursachen für den weitergehenden Abbau in der Deckschicht	B-35
Bild 47	Strukturformel der wiederkehrenden Einheit von Methylcellulose (Quelle: sigmaaldrich.com)	B-37
Bild 48	Fließschema der Reaktoren für die kontinuierlichen Versuche mit synthetischem Abwasser	B-40
Bild 49	Versuchsaufbau des SBR	B-40

Bild 50	Trägerkonstruktion mit Silikonschlauch für den MBBR. (a) Erster Versuchsaufbau mit 7,5m Schlauchlänge (TAN, 2018). (b) Verbesserter Versuchsaufbau mit doppelter Schlauchlänge und zwei Kompressoren (RUKPECH, 2019)	B-41
Bild 51	Versuchsaufbau (links) des Membranbelüfteten Biofilmreaktors (MBBR) und (rechts) des Referenzreaktors mit konventioneller Belüftung (Ref-R)	B-42
Bild 52	Versuchsaufbau des FBBR	B-43
Bild 53	Versuchsaufbau mit (1) Vorlagebehälter, (2) Umlaufkühlung der Vorlage, (3) Umlaufkühlung der Reaktoren, (4) SBR, (5) Nachklärung als Schlammfang, (6) MBBR, (7) MBBR-Ref, (8) FBBR	B-43
Bild 54	Aufnahmen der getesteten Materialien im Rahmen der Belüfterversuche. (a) Silikonschlauch und Trägerkonstruktion. LDPE- und PTFE-Schläuche mit vergleichbarer Konfiguration (b) Zenon-ZW-Labormodul. (c) Nanopore-Plattenmodul aus Keramik	B-45
Bild 55	Beispielhafter Verlauf einer Sauerstoffkonzentrationskurve während eines Absorptionsversuchs (DWA M-209)	B-47
Bild 56	Verlauf der Sauerstoffkonzentration während eines Desorptionsversuchs in Belebtschlamm (DWA-Merkblatt M-209)	B-49
Bild 57	Vergleich der k_{La20} -Werte (links) und $K_{L,20}$ -Werte (rechts) für verschiedene Schlauchmembranen und mit ausgeschalteter Belüftung	B-53
Bild 58	$K_{L,20}$ -Werte für die Silikonmembran und die Nanopore-Plattenmembran bei unterschiedlichen Luftdrücken	B-54
Bild 59	Zu- und Ablaufkonzentrationen des gelösten CSB im SBR in Phase 1 und Phase 2	B-56
Bild 60	Verlauf der Zu- und Ablaufkonzentrationen des gelösten CSB für den MBBR und Ref-R in Phase 1	B-57
Bild 61	Fotoaufnahme des Ref-R am 24.10.2019 mit erkennbar geringem Biofilmaufwuchs auf dem Trägermaterial (Silikonschlauch)	B-58
Bild 62	CSB-Abbaugrad und gelöste O_2 -Konzentration im MBBR. Ausschnitt a) zeigt eine Periode mit ausgeprägtem Algenwachstum (vgl. Bild 63). Ausschnitt b) zeigt die Aufrüstung der Belüfterkapazität (vgl. Bild 65).	B-58
Bild 63	Schwankungen in der O_2 -Konzentration im MBBR aufgrund von Algenwachstum	B-59
Bild 64	Verlauf der O_2 -Konzentration im MBBR nach Säuberung der Reaktorwände (gegen Algenwachstum) und Abdeckung der Wasseroberfläche zur Minimierung der Oberflächendiffusion (9.5.19 bis 21.5.19)	B-59
Bild 65	Verlauf der O_2 -Konzentration im MBBR vor und nach dem Einsatz eines neuen Belüfters (10.06.19 bis 15.06.19)	B-60
Bild 66	Mögliches, verbessertes Belüfterdesign zur Erhöhung der Sauerstoffübertragung und zur Vergrößerung der Aufwuchsoberfläche/ Rauheit der Oberfläche (RUKPECH, 2019)	B-61
Bild 67	Verlauf der Zu- und Ablaufkonzentrationen des gelösten CSB für den FBBR in Phase 1, 2 und 3	B-61
Bild 68	Verlauf der Zu- und Ablaufkonzentrationen des gelösten CSB für den FBBR in Phase 3	B-63
Bild 69	(Links) Vergleich der minimalen (gemittelten) gelösten CSB-Ablaufkonzentrationen im SBR, MBBR, Ref-R und FBBR mit der Zulaufkonzentration und dem Ergebnis eines Zahn-Wellens-Tests. (Rechts) Vergleich der Abbaugrade	B-64
Bild 70	TS-Gehalt des suspendierten Schlammes im SBR	B-66
Bild 71	Fotoaufnahme des granularen Schlammes aus dem SBR	B-66
Bild 72	Partikelgrößenverteilung des granularen Schlammes im SBR	B-67

Bild 73	Auswahl lichtmikroskopischer Aufnahmen des granularen Schlammes aus dem SBR	B-67
Bild 74	Absetzversuche mit granularem Schlamm aus dem SBR unmittelbar nach Außerbetriebnahme der Versuche	B-68
Bild 75	Populationsanteile der Hauptgruppen der Bakterien und Archaea für den originären kommunalen Belebtschlamm und den suspendierten/ granulierten Belebtschlamm aus dem SBR	B-70
Bild 76	Aufnahmen der Trägerkonstruktion und der Strangträger mit Biofilm im FBBR. (a) unmittelbar nach der Animpfung. (b) und (c) nach 11-monatigem Betrieb	B-72
Bild 77	Lichtmikroskopische Aufnahmen von Protozoen im FBBR-Schlamm	B-73
Bild 78	Aufnahmen mit der Optischen Kohärenz-Tomographie eines Strangträgers mit Biofilm aus dem FBBR (1L-Reaktor)	B-73
Bild 79	Aufnahmen mit der Rasterelektronenmikroskopie der einzelnen Textilfasern eines Strangträgers mit Biofilm aus dem FBBR (1L-Reaktor)	B-74
Bild 80	Populationsanteile der Hauptgruppen der Bakterien und Archaea für den originären kommunalen Belebtschlamm sowie den suspendierten Schlamm (nach leichter Erschütterung) und den Biofilm (sessil Strang) im FBBR	B-75
Bild 81	Fließschema des großtechnischen MBR mit Probenentnahmestellen vor (1) und nach der Membran (2.1 und 2.2)	B-79
Bild 82	Versuchsaufbau des BIO-CEL-Moduls zur Filtration des MBR-Schlammes im Labormaßstab	B-81
Bild 83	Versuchsanlage des BIO-CEL-Moduls im Labormaßstab. (Links) mit Leitungswasser. (Rechts) mit Belebtschlamm aus dem großtechnischen MBR.	B-81
Bild 84	CSB-Konzentrationen im Filtrat des Schlammes (0,05 µm) und im Permeat der Filterkammern I und II über den Messzeitraum von zwei Wochen im großtechnischen MBR	B-83
Bild 85	CSB-Konzentration im Permeat I und II in Abhängigkeit vom TMP im großtechnischen MBR	B-84
Bild 86	Verlauf der CSB-Konzentration im Permeat und der Durchflüsse des Labor-Moduls während der Filtrationsdurchläufe I und II	B-85
Bild 87	Vergleich der CSB-Konzentrationen im 0,05µm-Filtrat des Belebtschlammes und im Permeat des neuen Labor-Moduls (Mittelwert beider Filtrationsdurchläufe) und des großtechnischen Moduls im laufenden Betrieb (Tagesmittelwert des Probenahmetages)	B-85

Tabellenverzeichnis (Teil B)

Tabelle 27	Übersicht großtechnischer, industrieller MBR-Anlagen in Deutschland	B-7
Tabelle 28	Reduktion von TOC und CSB in der Deckschicht von Membranbioreaktoren (Bestimmung der Reduktion als Differenz zwischen filtriertem bzw. zentrifugiertem Schlamm und Permeat aus der Membran) (Literaturauswertung)	B-10
Tabelle 29	Auswahl von Testreihen und Versuchseinstellungen zur Untersuchung der Einflussfaktoren auf den Zahn-Wellens-Test	B-17
Tabelle 30	Zusammenstellung von Literaturdaten zum inerten, gelösten CSB in Industrieabwässern	B-19
Tabelle 31	Ergebnisse der am ISAH durchgeführten Abbautests im Rahmen des Abwasserscreenings mit realen, industriellen Abwässern (modifizierter Zahn-Wellens-Test nach DIN EN ISO 9888)	B-23
Tabelle 32	Verknüpfung der Reaktoren und zu untersuchenden Einflussfaktoren für die kontinuierlichen Laborversuche	B-36
Tabelle 33	Nährstoffkonzentrationen der 400-fach konzentrierten Stammlösung für die benötigten Elemente und verwendete Nährstoffquellen (ausgewählt nach Vorversuchen durch (MOTHUWAL, 2019))	B-38
Tabelle 34	Abwassercharakteristik des verwendeten Abwassers (Mischung kommunaler Ablauf und synthetische Stoffe)	B-39
Tabelle 35	Bemessungsdaten des SBR	B-40
Tabelle 36	Bemessungsdaten und technische Daten des MBBR und Ref-R	B-42
Tabelle 37	Bemessungsdaten des FBBR	B-43
Tabelle 38	Versuchsphasen der Reaktoren in den kontinuierlichen Laborversuchen	B-44
Tabelle 39	Übersicht der getesteten Membranen im Rahmen der Belüfterversuche	B-46
Tabelle 40	Getestete Methoden zur Visualisierung des Biofilms im FBBR im Rahmen der Voruntersuchungen von (MOTHUWAL, 2019)	B-51
Tabelle 41	Analysierte Hauptgruppen durch VIT-Gensonden/ FISH-Analyse	B-52
Tabelle 42	Ergebnisse der Belüfterversuche nach DWA M-209	B-53
Tabelle 43	Gegenüberstellung der k_{La20} - und $K_{L,20}$ -Werte für den MBBR aus den Adsorptionsversuchen in Reinwasser (vor Kapazitätserweiterung) und den Desorptionsversuchen im laufenden Betrieb (nach Kapazitätserweiterung)	B-55

1 Wissenschaftlicher und technischer Stand

1.1 Refraktärer CSB als Herausforderung in der Behandlung und Wiederverwendung industrieller Abwässer

Die Anforderungen an aufbereitetes Wasser zum Zwecke des Wiedereinsatzes als Brauchwasser (oder „Reuse-Wasser“) sind oftmals strenger als die zur Direkteinleitung in Gewässer. Das betrifft auch den Gehalt an Organik.

Biologische Verfahren werden für die Entfernung der Organik aufgrund der ökonomischen (geringer Energieaufwand) und ökologischen Vorteile (geringer Chemikalienverbrauch) bevorzugt angewandt und reduzieren den Gehalt an Organik durch biologische Abbauvorgänge und Adsorption an die Schlammflocken.

Der Anteil, der durch biologische Verfahren nicht eliminiert werden kann, wird im Allgemeinen als refraktärer / inerter / nicht abbaubarer Anteil bezeichnet.

Aus verschiedenen Gründen ist der refraktäre Anteil bei Industrieabwässern oft höher als bei kommunalen Abwässern, denn die Abwassercharakteristik kann einen biologischen Abbau behindern:

- **Nährstoffmangel** (N, P oder andere Mikronährstoffe)
- **Hemmende oder toxische Einflüsse** aufgrund von Inhaltsstoffen (z.B. Cyanid, Schwermetalle, hohe Salzkonzentrationen, halogenierte Verbindungen), oder Milieubedingungen (z.B. pH-Wert, Temperatur)
- Starke **Schwankungen** der Zusammensetzung, Konzentration oder Menge
- **Hohe Ausgangskonzentrationen** (haben auch bei guter Abbaubarkeit erhöhte Ablaufwerte zur Folge)
- **Konkurrenzreaktionen** durch gleichzeitiges Vorhandensein leicht abbaubarer Substrate (MUDRACK & KUNST, 2003)
- **Substanzen, die aufgrund ihrer chemischen Struktur an sich sehr langsam (langsame Umsatzrate) oder nicht abbaubar sind.** Bestimmte Stoffeigenschaften wirken sich negativ auf die Abbaubarkeit aus:
 - **Polarität**, die durch hydrophile Gruppen (z.B. Carboxylgruppen) verstärkt wird (GERHARDY, 2000; SCHRÖDER, 1997)
 - **Komplexität**, z.B. durch Ringstrukturen und -substituenten (bspw. -OH, -NH₂) oder starke Verzweigungen aliphatischer Verbindungen (URANO & KATO, 1986)
 - **Halogenierte Kohlenwasserstoffe** sind aufgrund der polaren Halogen-C-Bindung besonders stabil. Neben der Stabilität wirken sie oft toxisch (Stockholmer Konvention, Liste der POP). Trotz der grundsätzlichen Abbaubarkeit dieser Stoffe ist die technische Nutzung (in der Abwasserreinigung) schwierig (WEIGOLD u. a., 2016)
 - **Oberflächenladung** der Substanzen hat Einfluss auf die Variationen des Zetapotentials der Mikroorganismen, beim Adaptionsprozess findet eine Selektion von Mikroorganismen hinsichtlich des Zetapotentials statt (MARTIENSSEN, 2001)

Stoffe, die eine oder mehrere dieser Eigenschaften aufweisen, kommen vermehrt in industriellen Abwässern bestimmter Industriebranchen vor. Aufgrund dieser problematischen Inhaltsstoffe ist mit einer schlechten Abbaubarkeit dieser Abwässer zu rechnen.

In der **Nahrungsmittelindustrie** gehören Abwässer von Melasse verarbeitenden **Getränke- und Hefefabriken** und Betrieben zur **Futtermittelherstellung** zu den problematischen Abwässern. Diese Abwässer bestehen auch aus den sogenannte Schlemphen, die die schwer/ nicht abbaubaren Bestandteilen der Melasse enthalten ((ROBLES-GONZALEZ u. a., 2012; SATYAWALI & BALAKRISHNAN, 2008).

Die **Leder- und Textilindustrie** produziert in fast allen Betrieben Abwässer mit schwer abbaubaren Inhaltsstoffen. Dazu gehören mit Gerbstoffen (z.B. Tannine) belastete Abwässer aus **Gerbereien**, mit Schlichtemitteln (z.B. Carboxymethylcellulose, Polyacrylat) belastete Abwässer aus der **Textilherstellung**, mit Schlichtemitteln, Farbstoffen und Faserbestandteilen (z.B. PVA, PAA) belastete Abwässer aus der **Textilverarbeitung** (z.B. Färbereien) (DÖPKENS, 2004; DWA, 2012; ZYWICKI, 2003). Vor allem Schlichtemittel stellen nach (SCHÖNBERGER, 1996) in Abwässern der Textilherstellung mit 40 bis 80 % am CSB den Großteil der organischen Verschmutzung aus.

In der **Papierindustrie** gehören sowohl Betriebe des gesamten Wirtschaftskreislaufs, also Abwässer aus **Frischfaserproduktionen (Cellulose-Herstellung)**, Produktionsstätten zur Weiterverarbeitung (**Papierherstellung**) und Abwässer aus dem **Altpapierrecycling**. Inhaltsstoffe sind größtenteils natürliche Bestandteile der Rohstoffe, wie Lignine, Cellulose und Harzsäuren, die schwer abbaubar sind (WU u. a., 2005). Problematisch für die Abbaubarkeit sind aber auch Zusatzstoffe in geringeren Konzentrationen, wie Bleichmittel, BPA, Photosensibilisatoren (DSIKOWITZKY u. a., 2015). Kurze und häufige Änderungen der Produkte und Zusatzstoffe erschweren die biologische Behandlung. Der Trend zu weißeren Papieren erfordert einen höheren Bleichmitteleinsatz. Erhöhte Konzentrationen an Bleichmitteln sind nicht nur schlechter abbaubar, sondern führen auch zu einer stärkeren Herauslösung von Ligninen aus dem Rohstoff (KAINDL & LIECHTI, 2008).

Für die chemisch-pharmazeutische Industrie liegen im Allgemeinen nur wenige Daten öffentlich vor, da die Abwassercharakteristik möglicherweise Aufschluss über Produktionsprozesse und -rezepturen geben könnte. Die Branche zeichnet sich zudem durch ihre heterogene Zusammensetzung aus. Produktionsstätten mit charakteristischen Abwässern sind zudem oft in Chemieparcs mit verschiedenen Produktionen angesiedelt. Problematische Inhaltsstoffe für die Abbaubarkeit stellen erdölbasierte Rohstoffe (z.B. phenolbasierte oder benzolbasierte Verbindungen) für die Polymerherstellung, Methylcellulose als Bindemittel, BPA oder Siloxane¹⁵ als Weichmacher, Silane zur Pigmentherstellung, halogenierte Kohlenwasserstoffe in diversen Anwendungen als Pestizide, Flammenschutzmittel und organische Lösungsmittel dar.

Abwässer der petrochemischen Industrie, wie Erdölraffinerien und Kokereien, enthalten zu einem großen Prozentsatz Phenole und eine Vielzahl weiterer erdölbasierter, organischer Kohlenwasserstoffe. Diese Abwässer haben gemeinsam, dass sie aufgrund ihrer Eigenschaften einen erhöhten refraktären Anteil aufweisen. Dieser spielt zunehmend eine wichtige Rolle, wenn Reuse-Konzepte implementiert werden sollen – aufgrund strengerer Anforderungen an die Ablaufqualität zum einen, aber auch aufgrund einer möglichen Anreicherung im technischen Wasserkreislauf bei (erstrebenswerten) hohen Reuse-Faktoren (Anteil des Reuse-Volumenstroms am Gesamtvolumenstrom).

Eine weitere Herausforderung des refraktären Anteils – vor allem für industrielle Abwässer – ist ihre **analytische Bestimmung**. Der refraktäre Anteil, der den nicht abbaubaren Anteil des gesamten CSB darstellt, kann nach DIN EN ISO 9888 (äquivalent zum OECD-Test 302B) mittels statischem Abbautest

¹⁵ Grundsätzlich sind Siloxane Ausgangsstoffe für diverse Silikone und ermöglichen die Verbindung von organischen und anorganischen Stoffen. Siloxane stehen im Verdacht, persistent zu sein. Untersuchungen haben aber gezeigt, dass Siloxane vorrangig im Klärschlamm (und anschließend aufgrund ihrer Flüchtigkeit sogar im Biogas) zu finden sind, im Gewässer dagegen nur in wesentlich geringeren Konzentrationen (Verdünnungseffekt im Gewässer beachten!). Somit stehen sie hier nicht im Fokus, da sie mit dem biologischen Prozess aus dem Wasser entfernt werden (KOPP & FROMME, 2010)

bestimmt werden. Dieser Test wird auch als Zahn-Wellens-Test bezeichnet. Die gesamte CSB-Fraktionierung ist für viele Fragen in der Abwassertechnik wichtig, die vollständige analytische Bestimmung aber überaus aufwendig, da mehrere Testverfahren für die Bestimmung aller Anteile notwendig sind (vgl. Bild 29).

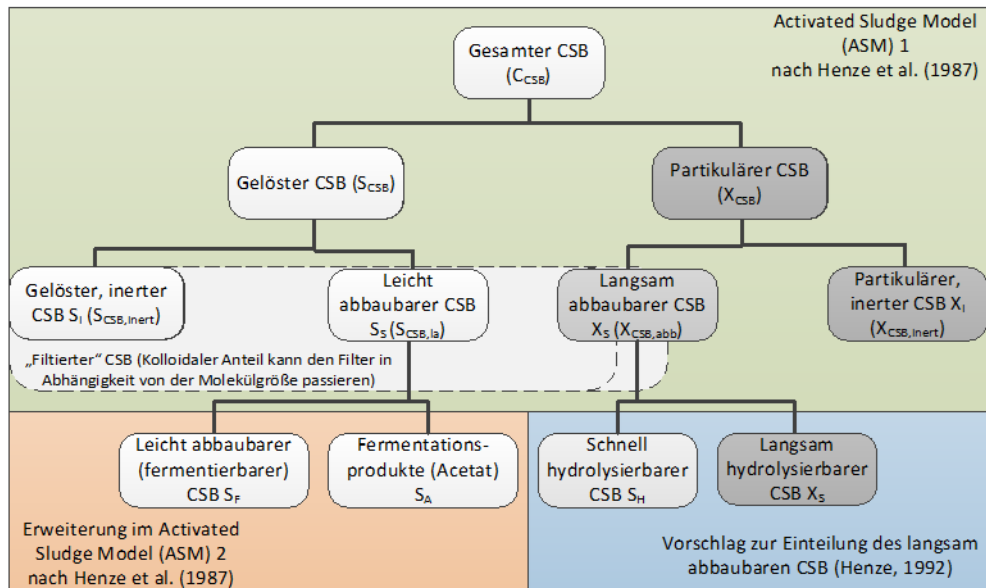


Bild 29 Modellvorstellung der CSB-Fraktionen eingeteilt nach Abbaubarkeit und Löslichkeit. Modifiziert nach (HENZE u. a., 2000)

Der **Zahn-Wellens-Test** hat einige Nachteile. So ist er aufgrund seiner Testdauer von 28 Tagen zeit- und aufwendig und damit als Kontrollparameter im Betrieb nicht geeignet. Der Testaufbau ist aufwendig, da für die Berechnung des refraktären CSB der Anteil aus dem Inokulum mit einem Blindtest abgezogen werden muss. Zuletzt zeigen mehrere Studien, dass das Testergebnis von den Testumgebungen abhängig ist, wie Temperatur, Schlammbelastung, Ausgangskonzentration, verwendetes Inokulum (CHUDOBA, 1985; GERHARDY, 2000; URANO & KATO, 1986). Testergebnisse unterschiedlicher Studien sollten daher kritisch überprüft werden, bevor sie als Vergleich herangezogen werden, auch vor dem Hintergrund, dass die Testbedingungen oft verändert werden und damit eine Vielzahl ähnlicher Verfahren existiert.

Die **öffentliche Verfügbarkeit von Daten** zur Abbaubarkeit industrieller Abwässer (z.B. als refraktärer CSB) ist sehr begrenzt. Einzelne Publikationen in wissenschaftlichen Zeitschriften aus der jüngeren Zeit sind zu einem großen Teil Daten aus Entwicklungs- und Schwellenländern in Südasien und Südamerika erschienen. Das liegt an der Globalisierung und Verlagerung von industriellen Produktionen in Entwicklungs- und Schwellenländer. Eine Übertragung dieser Ergebnisse auf Produktionsstätten in entwickelten Ländern wie Deutschland ist nicht unbedingt möglich, da nicht nur die Abwasserreinigung, sondern auch die Produktionsstandards oft schlechter sind, sodass mehr Produktrückstände z.B. in Waschwässern zu finden sind und noch keine produktionsinternen Wasserkreisläufe implementiert sind. Eine Sammlung der in dieser Studie gesichteten Literaturdaten ist in Abschnitt 2.2.1 zu finden.

BREF-Dokumente (Best Reference Documents), die eigentlich der Vereinheitlichung und Vergleichbarkeit von Behandlungsstandards dienen sollen, geben nur typische Werte für produktbezogene Emissionen an (also z.B. kg CSB/Tonne Produkt). Die BREF-Dokumente umfassen eher allgemeine Empfehlungen für die Behandlung von Abwässern mit unterschiedlichen Inhaltsstoffen und vor allem die Emissionen, die nach der Behandlung in die Umwelt gelangen. Im BREF-Dokument für die Behandlung von

Abgas & Abwasser (2016) (BRINKMANN u. a., 2016) für den chemischen Sektor wird empfohlen, Abwasserströme nach ihrem Anfall separat zu analysieren und Informationen in einem Kataster zu sammeln. Darin wird auch explizit die biologische Abbaubarkeit als BSB₅, modifizierter Zahn-Wellens-Test und Frachten an refraktärem CSB/TOC genannt.

Für den chemischen Sektor ebenfalls relevant war die Einführung der Europäischen Chemikalienverordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (**REACH**-Verordnung 1907/2006), die zu einer besseren Verfügbarkeit von Daten führen sollte. Sie fordert eine verbindliche Auskunft von Herstellern, Importeuren und Anwendern zu Umweltauswirkungen der in Umlauf gebrachten Chemikalien. Unsere Recherche in der öffentlich zugänglichen Datenbank zeigte aber, dass Informationen zur Abbaubarkeit lückenhaft sind und i.d.R. nur qualitative Angaben (z.B. leichte oder schwere Abbaubarkeit) ohne Verweis auf die Urheberstudie zu finden sind. Die Erhebung der Daten erfolgt i.d.R. von den Herstellern selbst und nicht von unabhängigen Laboren.

Falls Daten in wissenschaftlichen Studien zur Abbaubarkeit industrieller Abwässer veröffentlicht werden, so oft nur als in Form des **BSB₅/CSB-Verhältnisses**. Für die Bewertung der Qualitätsanforderungen als Reuse-Wasser ist dieses aber nicht genau genug, denn hier sind vor allem die nicht bzw. schwer abbaubaren Stoffe relevant, die der BSB₅ gerade nicht erfasst.

In der chemischen Informatik wurden in den letzten Jahren quantitative Struktur-Wirkungs-Beziehungen (**Quantitative Structure-Activity Relationship, QSAR**) entwickelt, bei denen die Umweltwirkung (z.B. Toxizität, Persistenz) modelltechnisch mit der Molekülstruktur und weiteren, quantifizierbaren Eigenschaften (z.B. Siedepunkt) in Verbindung gebracht wird. Solche Modelle werden in Toolboxes meist öffentlich zur Verfügung gestellt, wie z.B. die QSAR-Toolbox der OECD oder der PFT-Profiler der US-amerikanischen EPA. Beide Organisationen haben auch Datenbanken und spezielle Modelle zur Abschätzung der Abbaubarkeit auf Basis der chemischen Struktur herausgegeben (MITI-I-Datenbank der OECD zur Ermittlung der leichten Abbaubarkeit und BIODEG-Datenbank der EPA) (MAMY u. a., 2015). In der **Abwassertechnik** sind keine konkreten Anwendungsfälle dieser Modelle zur Vorhersage der Abbaubarkeit bekannt. Die Abbaubarkeit wird nach wie vor mit experimentellen Methoden ermittelt.

1.2 Verfahren zur Verringerung des refraktären CSB

Weitere Behandlungsschritte zur Reduktion des refraktären Anteils, wie **Membran-, Adsorptions- oder Oxidationsverfahren** (*Advanced Oxidation Processes (AOP)*), wie Oxidation durch UV, Ozon, Wasserstoffperoxid oder Elektro-Fenton) sind im Vergleich zu biologischen Verfahren wesentlich **kostenintensiver**.

Vor diesem Hintergrund sollte zunächst das **Potential der biologischen Behandlung voll ausgeschöpft werden**, denn auch die möglichst geringe Belastung mit Organik nachgeschalteter Verfahrensschritte bedeutet eine Kostenreduktion bzw. Effizienzsteigerung für diese Schritte.

Neben den genannten Einflüssen aus der Abwassercharakteristik, an denen sich wenig ändern lässt (außer vielleicht durch Ausgleich und Neutralisierung) ist bekannt, dass auch Betriebsbedingungen und Reaktordesign einen erheblichen Einfluss auf die Leistungsfähigkeit einer biologischen Behandlung haben.

Diese Einflussfaktoren aus dem Betrieb/ Design wurden bisher zwar in vielen einzelnen Studien und isoliert an einzelnen Faktoren untersucht, aber noch nicht systematisch. Auch Erfahrungen im Betrieb einiger biologischer Verfahren zeigen bessere Eliminationsgrade als das konventionelle, einstufige Belebungsverfahren.

Ein Beispiel sind **Biofilmverfahren**, z.B. Festbett- oder Schwebebettverfahren, Tropfkörperverfahren, als Polishing-Filter auch mit biologisch aktive Filter (BAF) mit Aktivkohle als Trägermaterial. Das lange Schlammalter der sessilen Biomasse gewährleistet eine hohe Artenvielfalt der Biozönose und das ermöglicht auch das Vorhandensein langsam wachsender, spezialisierter Mikroorganismen.

Als eine spezielle Form von biofilmbildenden Biozönosen kann auch **aerober granularer Schlamm** (AGS) betrachtet werden. Dieses noch relativ neue Verfahren wurde an der TU Delft von der Arbeitsgruppe von van Loosdrecht entwickelt und wird mittlerweile unter dem Nereda-Verfahren von Royalhaskoning DHV (RHDHV) kommerziell vertrieben. Neben dem Vorteil einer schnellen Absetzbarkeit, die zu einer leistungsfähigeren Schlammabtrennung und somit zu höheren Schlammkonzentrationen und kleineren Beckenvolumina führt, wurde berichtet, dass Granular ein höheres Schlammalter als suspensdierter Schlamm besitzen und damit auch die Möglichkeit der Anreicherung langsam wachsender Mikroorganismen bietet, die bekanntlich für den Abbau von refraktären Substanzen vorteilhaft sein können.

Membran-Bioreaktoren stellen eine Kopplung von Belebungsverfahren und Membranfiltration dar. Aufgrund des effektiven Schlammrückhalts durch die Membran wird wie bei Biofilmverfahren ein hohes Schlammalter von 30 bis 150 Tagen erreicht. Neben der Membran, die einen weiteren Trenneffekt auf kolloidale Teilchen hat, die größer als die Porengröße der Membran sind, spielt möglicherweise auch die Deckschicht auf der Membran eine Rolle. Dieser „Filterkuchen“ (*cake layer*) kann als Biofilm betrachtet werden, der zumindest einen adsorptiven, möglicherweise auch einen weiteren Effekt des biologischen Abbaus hat (vgl. Abschnitt 1.4).

Eine bisher relativ wenig verbreitete Kombination der erstgenannten Verfahren stellt der **Membranbelüftete Biofilmreaktor** (MBBR) dar. Ein getauchtes Membranfiltrationsmodul wird dabei entgegen der eigentlichen Strömungsrichtung mit Luft oder Sauerstoff beschickt. Der Sauerstoff diffundiert durch die Membran (im Falle von UF-Membranen findet eher ein konvektiver Transport durch feine Blasen statt), wodurch der direkt auf der Membran aufwachsende Biofilm mit Sauerstoff versorgt wird. Der Nachteil eines diffusionslimitierten Sauerstofftransports von Biofilmverfahren wird durch eine effizientere Ausnutzung des eingebrachten Sauerstoffs ausgeglichen.

Mehrstufige Verfahren – teilweise mit getrennten Schlammkreisläufen – haben zur Folge, dass sich aufgrund der unterschiedlichen Substrateigenschaften in den verschiedenen Stufen angepasste Biozönosen ausbilden. Das leicht abbaubare Substrat wird in der ersten (Hochlast-)Stufe abgebaut, in der zweiten Stufe stehen der Biozönose dann nur noch schlecht abbaubare Substrate zur Verfügung, was zu einer Anpassung/ Spezialisierung an dieses Substrat, aber auch zu einer geringeren Schlammbelastung (Schwachlast-Stufe) führt. In dieser Verfahrenskombination kommen häufig anaerobe-aerobe Kopplungen zum Einsatz.

Ein weiteres Beispiel ist die bewusste Züchtung von spezialisierten Mikroorganismen (*Naturally improved microorganisms* oder **Bioaugmentation**). Die Technologie befindet sich zurzeit im Pilotmaßstab (Stand 2016), mit Testanwendungen auch im chemischen Sektor (MAMY u. a., 2015). Bei dieser Technik werden spezialisierte, zum Abbau refraktärer Stoffe befähigte Mikroorganismen identifiziert, angereichert und dem biologischen Verfahren hinzugefügt. Probleme haben sich bisher im Scale-Up ergeben (NZILA u. a., 2016). Eine großtechnische Testung ist aus China für eine Abwasserbehandlungsanlage zur Reinigung von petrochemischen Abwässern bekannt (MA u. a., 2009). Dort erreichte die mit speziellen Mikroorganismen angeimpfte Belebungsanlage (Kaskadendenitrifikation) eine CSB-Elimination von 84,2 % statt 74,4 % in der Vergleichsstraße ohne Animpfung.

1.3 Anwendung der Membranbiologie (MBR) in der industriellen Abwasserreinigung

Als typisches Aufbereitungskonzept für Reuse-Anwendungen hat sich in den letzten Jahren die Koppelung von **Membranbioreaktoren** (MBR) mit weiteren Aufbereitungsschritten (oft weitere Membranfiltrationen, wie Nanofiltration und/oder Umkehrosmose) etabliert.

Die Membran dient nicht nur als sichere **Barriere gegen Krankheitserreger** (Hygieneaspekt), sondern zeichnet sich aufgrund der physikalischen Trennung von kolloidal gelösten Stoffen $<0,45\ \mu\text{m}$ durch verbesserte Ablaufwerte in der Organik aus.

In Deutschland wurde die MBR-Technik in der Vergangenheit eher im kommunalen Bereich zur Kapazitätserweiterung und/oder bei beengten Platzverhältnissen verwendet, da ein maßgeblicher Vorteil der erhöhte TS-Gehalt von i.d.R. ca. 12 g/L bis maximal 20 g/L ist und damit einhergehend eine erhebliche Reduktion des Beckenvolumens möglich ist. Aufgrund der höheren Energiekosten von 0,4 – 1,5 kWh/m³ im Vergleich zu 0,3 – 0,5 kWh/m³ für konventionelle Belebungsanlagen (THIEMIG, 2011) hat sich die MBR-Technik als Alternative zur konventionellen Belebung bisher nicht durchgesetzt. Mit dem vermehrten Einsatz zu Reuse-Zwecken ist die Popularität vor allem im industriellen Bereich auch in Deutschland gestiegen.

Nach eigenen Recherchen sind derzeit 21 kommunale, 13 industrielle MBR-Anlagen und 3 zur Behandlung von Deponiesickerwasser im Einsatz (Stand 2020). Die industriellen Anlagen sind in Tabelle 27 aufgelistet. Eine sehr ausführliche internationale Analyse der MBR-Anwendung im industriellen Bereich wurde bereits an anderer Stelle veröffentlicht (LIN u. a., 2012). Dort wurde deutlich, dass die MBR-Technik im industriellen Bereich vor allem in der Textil-, Getränke-, und Papierindustrie zum Einsatz kommt.

Der überwiegende Teil der MBR-Anlagen besteht aus im Belebungsbecken oder in externe Membranbecken getauchten Membranmodulen, die bessere Möglichkeiten der Deckschichtkontrolle im Gegensatz zu trocken aufgestellten Modulen bieten. Durch die permanente Durchströmung der Membran kommt es zwangsläufig zur Ablagerung der zurückgehaltenen Stoffe (Schlammflocken, organische Moleküle) auf der Membran. Die Deckschichtbildung kann schließlich zu sog. Biofouling führen. Mikroorganismen bilden dabei aufgrund der organischen Ablagerungen (Substrat) einen Biofilm auf der Membran. Da dies mit einem (reversiblen und irreversiblen) Leistungsabfall der Permeabilität einhergeht, wird eine Deckschichtkontrolle benötigt. Bei getauchten Modulen wird das durch eine grobblasige Cross-Flow-Belüftung erreicht. Das sorgt gleichzeitig für eine gute Sauerstoffversorgung der Membran bzw. ihrer Deckschicht, was einen möglichen, positiven Effekt auf die Abbauleistung hat.

Tabelle 27 Übersicht großtechnischer, industrieller MBR-Anlagen in Deutschland

	Standort	Abwasser	Membrankonfiguration	Ausbaugröße
Textilindustrie				
1	Mühltroff	Abwasser aus der Entschlichtung	Getauchte Plattenmembran	1.100 – 5.000 EW
2	Bamberg	Abwasser aus der Textilveredelung (wird zu Brauchwasser aufbereitet und zum Teil wiederverwendet)	Getauchtes Vakuum-Rotations-Modul (Huber)	400 m³/d
3	Kaiserslautern	Abwasser aus der gewerblichen Textilwäsche	BIOMEMBRAT-MBR (Wehrle) mit externen, trocken aufgestellten Rohrmodulen	80 m³/d
Nahrungsmittelindustrie				
4	Heilbronn	Abwasser aus der Fleischverarbeitung	Getauchtes Vakuum-Rotations-Modul (Huber)	1.600 m³/d
5	Berlin	Abwasser aus der Kaffeekonzentratherstellung	Getauchte Plattenmembran (Microdyn Nadir)	1.000 m³/d
6	Weißenfels	Teilstrombehandlung Schlachtereiabwasser auf der kommunalen KA	Getauchte Hohlfasermembran (Zenon ZeeWeed)	max. 150 L/s (12.960 m³/d)
7	Delbrück	Abwasser aus der Geflügelschlachtung	Getauchte Plattenmembran	600 m³/d
8	Marl/ Rennbach	Abwasser aus tierischen Nebenprodukten	Externe Ultrafiltrationsmembran (keine weiteren Informationen)	550 m³/d
9	Hopfgarten	Abwasser aus tierischen Nebenprodukten	in Planung	nicht bekannt
Pharmazeutische Industrie				
10	Bergkamen	Abwasser aus der Arzneimittelproduktion	Getauchte Hohlfasermembran in externen Membranbecken (Zenon ZeeWeed)	max. 3.600 m³/d
11	Gelsenkirchen	Krankenhausabwasser	Getauchte Plattenmembran (Microdyn Nadir)	200 m³/d
Papierindustrie				
12	Gengenbach	Abwasser aus dem Altpapierrecycling	Getauchte Hohlfasermembran (Memcor)	840 m³/d
Automobilindustrie				
13	Ingolstadt	Abwasser aus der Produktion und Sanitärabwasser	Hohlfasermembran	nicht bekannt

1.4 Übersicht der bisherigen Untersuchungen zum Effekt der Deckschicht in Membranbioreaktoren

Die Ergebnisse von Untersuchungen an MBR-Anlagen zeigen im Ablauf i.d.R. deutlich geringere Werte für den gelösten CSB als in konventionellen Anlagen. Die Gründe dafür werden kontrovers diskutiert. Einige Studien deuten darauf hin, dass ein weiterer Abbau in der Deckschicht stattfindet (DRENSLA, 2015; MARTINEZ-SOSA u. a., 2011). Dafür verglichen beide Studien den gelösten, im Labor membranfil-

trierten CSB bzw. DOC mit dem des Permeats, wobei DRENSLA (2015) versuchte, zumindest eine ähnliche Porengröße bei der Probenvorbereitung zu verwenden, sodass die filtrierten Schlammproben mit den Permeatproben vergleichbar sind, was den physikalischen, größenbedingten Rückhalt angeht. Bei gleicher Methodik und ähnlichen Ergebnissen kommen ACHTABOWSKI & NEUHAUS (2008) jedoch zu dem Schluss, dass nur adsorptive Effekte eine Rolle spielen. Andere wiederum schreiben der Deckschichtbildung und der EPS-Matrix einen Filterwiderstand zu, der die effektive Porengröße der Membran verkleinert (CHOO & LEE, 1996; LE-CHLECH u. a., 2006; THIEMIG, 2011). Dieser Mechanismus ist in Bild 30 dargestellt.

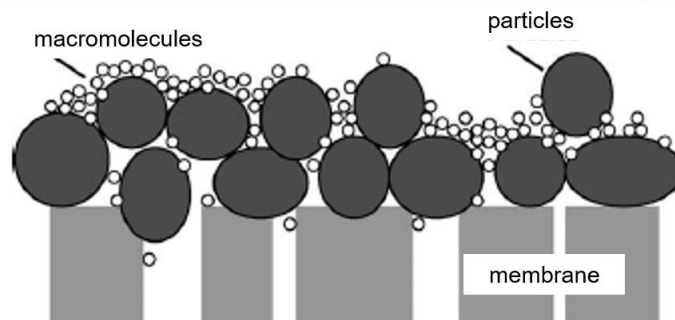


Bild 30 Vorstellung der zusätzlichen Filtrationswirkung durch Deckschichtbildung auf der Membran (LE-CHLECH u. a., 2006)

WU u. a. (2013) entwickelten ein **mathematisches Modell** für die Vorgänge in der Deckschicht, welches die Prozesse Filtrations-/Siebeffekt, Adsorption, Rücklösung- bzw. Rücktransport (aufgrund der Belüftung oder Rückspülung), Adsorption an die Membran und biologischen Abbau durch die Biomasse in der Deckschicht berücksichtigt. Sie gehen davon aus, dass die zurückgehaltenen Stoffe in der Deckschicht einem langsamen Abbau unterliegen. Sie verwenden bewusst den Term Filterkuchen (*bio-cake*), um die Transportprozesse in der Deckschicht von denen in konventionellen Biofilmsystemen abzugrenzen. Denn durch den Flux des Abwassers durch die Deckschicht werden Substrate und Sauerstoff auch konvektiv transportiert. PARK & LEE (2005) ermittelten eine hydraulische Aufenthaltszeit von 15 s in der Deckschicht mit einer Dicke von 100 µm und einem Flux von 25 L/(m²*h). Bei einer so geringen Aufenthaltszeit sollte eigentlich ein biologischer Abbau mit der gängigen Reaktionskinetik vernachlässigbar sein, sodass für einen Abbau der längere Verbleib in der Deckschicht, z.B. durch einen Filtrationseffekt oder eine Adsorption, vorausgesetzt werden muss (WU u. a., 2013).

Neben der Verwendung unterschiedlicher Membranen und Probenvorbehandlungen, die einen direkten Vergleich des filtrierten Schlammes mit dem Permeat nur bedingt zulassen, weicht auch die Probenbehandlung vor der Filtration in den Studien ab. Zentrifugation (mit unterschiedlicher Drehzahl und Dauer) und ggf. auch eine Flockung werden von einigen Studien verwendet, von anderen nicht.

Zusätzlich verwendeten einige Studien weitere, aufwendigere Untersuchungsmethoden, um den Effekt der Deckschicht und/ oder der Membran zu quantifizieren. So untersuchten FAN & HUANG (2002); SCHALK u. a. (2009), TIAN u. a. (2009) und ZHAO u. a. (2010) die Schlamm- und Permeatproben auf die Verteilung des Molekulargewichts bzw. die Verteilung des CSB/ DOC in Abhängigkeit von der Molekülgröße. Dazu verwendeten sie entweder Filtrationsreihen mit Filtern absteigender Porengröße (FAN & HUANG, 2002; SCHALK u. a., 2009; ZHAO u. a., 2010) oder die Größenausschluss-Chromatographie (TIAN u. a., 2009). Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen, dass auch Moleküle zurückgehalten werden, die kleiner als der Porendurchmesser der Membran sind, der Großteil dieser Moleküle aber kolloidal und nicht echt gelöst ist.

Zuletzt wurden in einigen Studien auch Analysen der Deckschicht mittels bildgebenden und gentechnischen Verfahren durchgeführt. GAO u. a. (2011) konnten mit 16S-rRNA-PCR-Analysen zeigen, dass sich die Biozönosen im Belebtschlamm und in der Deckschicht unterscheiden und andere Bakteriengruppen die Deckschicht dominieren sowie EPS produzieren. INABA u. a. (2017) untersuchten die Struktur und Zusammensetzung von Biofilmen in zwei MBR-Reaktoren mit hoher und niedriger Schlammbelastung mittels bildgebender Verfahren (*Laser Scanning Microscope*) und 16S-rRNA-Sequenzierung und konnten darlegen, dass die Struktur und Zusammensetzung der Biozönose von den Betriebsbedingungen (Schlammbelastung, TMP) abhängen. Viele typische, biofilmbildende Mikroorganismen konnten mit der Sequenzierung identifiziert werden. Interessant ist auch der lineare Zusammenhang zwischen TMP und Biofilmdicke. Als vielversprechende Weiterentwicklung des MBR können **dynamische MBR** (oder *Self-Forming Dynamic Membranes*, SFDM) betrachtet werden, die aus einem grobmaschigem Trägermaterial mit geringem hydraulischem Widerstand bestehen, auf die die Ausbildung eines Biofilms zugelassen wird, die als sekundäre oder dynamische Membran bezeichnet wird. Erste Studien dazu wurden in den 1990ern und 2000ern durchgeführt ((FAN & HUANG, 2002; KISO u. a., 2000). Es scheint aber, dass die Anwendung bisher noch nicht über den Labor- bzw. Pilotbetrieb hinaus weiterentwickelt wurde (POLLICE & VERGINE, 2020).

Vereinheitlichen lassen sich die Ergebnisse nicht, sodass eine einzige, konkrete Größe für die Wirkung der Deckschicht nicht benannt werden kann. Dafür wurden die Studien unter zu unterschiedlichen Bedingungen durchgeführt, zum Beispiel unter Verwendung verschiedener Membranmodule, Porengrößen, Abwasserarten (Industrieabwasser bis hin zu Oberflächenwasser) und Betriebsbedingungen. Als Tendenz lässt sich erkennen, dass die Deckschicht – bis auf wenige Ausnahmen - einen signifikanten Anteil an der Reduktion des gelösten CSB trägt. Dieser kann von 5% und 90% an zusätzlicher Reduktion des gelösten CSB ausmachen. Eine Zusammenfassung aller gesichteten Studien ist in Tabelle 28 gegeben.

Tabelle 28 Reduktion von TOC und CSB in der Deckschicht von Membranbioreaktoren (Bestimmung der Reduktion als Differenz zwischen filtriertem bzw. zentrifugiertem Schlamm und Permeat aus der Membran) (Literaturauswertung)

Studie (Jahr)	MBR-Konfiguration	Membran; grenze	Trenn-	Probenaufbereitung (Schlamm)		Weiterführende Analysen	Ergebnisse & Hypothesen
				Zentrifugieren	Filtration		
(CHOO & LEE, 1996) Alkoholdestilliererei	Anaerober MBR	Plattenmembran; 20kDa entspricht 0,01 bis 0,04 µm		3.000 U/min	-	Messung der Biomasseverteilung suspendiert/ Deckschicht durch TS-Bestimmung und Ablösen des Biofilms	CSB-Reduktion zwischen Zentrat und Permeat von 20% bis 60% nach 200 Tagen Betriebszeit Zunahme der sessilen, Abnahme der suspendierten Biomasse Hypothese: Deckschicht auf der Membran fungiert als „ zweite, dynamische Membran “
(ACHTABOWSKI & NEUHAUS, 2008) Pharmazeutische Industrie (Bayer Schering)	2-stufige Biologie mit externem Membranbecken	Hohlfasermembran Zenon ZeeWeed; 0,04 bis 0,1µm	ja		0,45µm und 0,1µm	Messung des DOC im Rücklaufschlamm	ADOC = 40 mg/L zwischen Filtrat (0,45µm) und Permeat (Median) Kein Unterschied zwischen Filtrat (0,1µm) und Permeat (keine konkreten Daten veröffentlicht) Hypothese: Rückhalt auf Adsorption an die „Fouling-schicht“ und nicht auf biologischen Abbau zurückzuführen, da kein Unterschied zwischen Filtrat (0,45µm) im Membranbecken und Rücklaufschlamm
(MARTINEZ-SOSA u. a., 2011) kommunal (KA Gar-ching)	Anaerober MBR mit externem Membranbecken	Plattenmembran Microdyn-Nadir; 0,038 µm	-		0,45 µm	Messung flüchtiger org. Säuren (VFA <i>volatile fatty acids</i>) im Membranbecken und Permeat	CSB-Reduktion zwischen Filtrat und Permeat von 80% auf ca. 80 mg/L VFA-Reduktion von 5 bis 65 mg/L im Filtrat auf < 1 mg/L im Permeat (trotz geringer Molekülgröße der VFA) Hypothese: Deckschicht fungiert als „ zweite, dynamische Membran “ mit einem biologisch aktiven Anteil
(DRENSLA, 2015) kommunal (KA Nordkanal)	Aerober MBR (vorgesch. Deni / Nitri) mit getauchter Membran	Hohlfasermembran Zenon ZeeWeed; 0,04 bis 0,1µm	-		270 µm (Vorfiltration) und 0,1µm	Entnahme des Schlammes an unterschiedlichen Stellen des Beckens und Betriebszuständen (unbelüftete Ruhephase/belüftete Filtrationsphase)	CSB-Reduktion zwischen Filtrat (0,1µm) und Permeat von 30%; entspricht ΔCSB = 5 - 10 mg/L Keine Unterschiede in Abhängigkeit von der Position der Membrankassette; Effekt größer in belüfteten Filtrationsphasen Hypothese: Porendurchmesser des Filters gleichgesetzt mit Porendurchmesser der Membran ¹⁶ ; CSB-Reduktion allein auf biologischen Abbau zurückgeführt

¹⁶ Da 0,1 µm die obere Grenze für die Porengröße der Membran ist, kann eine unterschiedliche Porengrößenverteilung des Filters und der Membran nicht ausgeschlossen werden. Im Membranmaterial können also ggf. kleinere Poren als im Filter vorliegen, sodass nicht ausgeschlossen werden kann, dass die Differenz auch auf einen besseren physikalischen Rückhalt zurückzuführen ist.

Studie (Jahr)	MBR-Konfiguration	Membran; Grenze	Trenn-	Probenaufbereitung (Schlamm)		Weiterführende Analysen	Ergebnisse & Hypothesen
				Zentrifugieren	Filtration		
(NICOLAIDIS & VYRIDES, 2014) Wäscherei	Aerober getauchter MBR	Plattenmembran Kubota FS-75 aus chloriertem PE; 0,2 bis 0,4 µm		-	0,45 µm	-	CSB im Filtrat um 45% höher als im Permeat (n=23; Betriebszeit 288 Tage) Hypothese: zusätzliche Reduktion durch physikalischen Rückhalt der Membran ; kein Hinweis auf möglichen Einfluss durch die Deckschicht
(LIU u. a., 2005) Grauwasser (Gemeinschaftsbad)	Aerober, getauchter MBR	Hohlfasermembran Mitsubishi Rayon Co. aus PP; 0,4 µm		4.000 U/min 15 min	0,45 µm	Rasterelektronen-mikroskopie (REM) der Membran	CSB-Reduktion zwischen Zentrat (entspricht dem kolloidalen und gelösten CSB) und filtriertem Zentrat (entspricht nur dem gelösten CSB) des Schlammes um fast 50% ; entspricht Rückhaltgrad der Membran Kein direkter Vergleich von Filtrat und Permeat (wie in anderen Studien) Deckschicht aus Mikroorganismen und EPS durch REM-Aufnahmen nachgewiesen
(YANG u. a., 2012) Gastronomie (synthetisch)	2 aerobe getauchte MBR mit geringem/ hohem Öl- und Tensidgehalt im Zulauf	Hohlfasermembran Hangzhou JieFu aus PP; 0,1 bis 0,2 µm		9.000 g 20 min	0,22 µm	Optische Untersuchungen der Membran	Anteil der CSB-Reduktion durch Membran (Unterschied zwischen Zentrat und filtriertem Zentrat) nur 3 bis 5% an der gesamten CSB-Reduktion (Methodik nach (LIU u. a., 2005)) Kein direkter Vergleich von Filtrat und Permeat Dichtere Deckschicht im MBR mit geringem Tensidgehalt.
(XU u. a., 2011) Schlammstabilisierung	2 anaerobe MBR mit externen Membranbecken mit/ ohne Ultraschallreinigung	Hohlfasermembran Mitsubishi Rayon Co.; 0,4 µm		20.000 g 30 min	0,45 µm	-	ΔDOC = 250 bis 1000mg/L zwischen filtriertem Zentrat und Permeat während gering bis mittel belasteter Phasen; unabhängig von der Behandlung mit Ultraschall Deckschicht trotz unterschiedlicher Reinigung (mit/ ohne Ultraschall) ähnlich stark ausgebildet
(ZHAO u. a., 2010) Kokerei	Anaerob-Anoxisch-Oxische Biologie mit getauchtem Modul	Hohlfasermembranen 1. Mitsubishi Rayon Co. aus PE 0,4 µm 2. Zenon ZeeWeed aus PVDF; 0,04 µm		1. 4000 U/min 10 min Variante mit Flockung	ja (Glasfaser) Variante ohne Filter	Verteilung des Molekulargewichts über UF-Filtrationsreihe (1, 5, 10, 30, 100 kDa) Analyse des TOC, der Proteine, Polysaccharide und Huminstoffe, Hydrophobie für Größenfraktionen	ΔDOC = 50 mg/L zwischen filtriertem Zentrat und Permeat (ebenfalls zentrifugiert); keine Differenz bei zusätzlicher Flockung bei Probenvorbehandlung Hypothesen: Keine Unterscheidung von Membran bzw. Deckschicht; Membran/ Deckschicht hält kolloidal gelöste Inhaltsstoffe zurück , v.a. Polysaccharide und Proteine

Studie (Jahr)	MBR-Konfiguration	Membran; Trenngrenze	Probenaufbereitung (Schlamm)		Weiterführende Analysen	Ergebnisse & Hypothesen
			Zentrifugieren	Filtration		
(FAN & HUANG, 2002) kommunal (synthetisch)	Aerober, getauchter MBR	Plattenmembran als <i>Self-Forming Dynamic Membrane</i> auf Trägermaterial aus Dacron-Mesh; 100 µm Vergleich: Hohlfasermembran (0,1µm)	4000 U/min 15 min	0,45 µm	Verteilung des Molekulargewichts über UF-Filtrationsreihe (3, 10, 30, 60, 100 kDa) REM-Aufnahmen der Deckschicht	DOC-Reduktion zwischen filtriertem Zentrat und Permeat von 37,2% Besserer Rückhalt kleinerer Größenfraktionen mit SFDM als mit konventionellem Hohlfasermembran Hypothese: besserer Rückhalt aufgrund der Deckschicht
(TIAN u. a., 2009) kontaminiertes Oberflächenwasser	Aerober getauchter MBR UF-Modul als Referenz ohne Deckschicht	Hohlfasermembran Litree China aus PVC; 0,01 µm	5400 U/min 5 min	0,45 µm	Größen-Ausschluss-Chromatographie (Molekulargewichtsverteilung) <i>Confocal Laser Scanning Mikroskopie</i> (CLSM) der Deckschicht	DOC-Reduktion zwischen filtriertem Zentrat und Permeat im MBR 32% , in der unbelegten UF-Membran nur 11% Nachweis von Bakterien und Polysaccharid-Gelschicht mittels CLSM Hypothesen: verbesserter Mechanismus zur Elimination von organischen Inhaltsstoffen durch die Deckschicht im MBR; Vorschlag optimierter Reinigungsstrategie zur Ausnutzung des verbesserten Rückhalts unter Aufrechterhaltung der Permeabilität (Optimum)
(SCHALK u. a., 2009) MBR-Screening	4 verschiedene KA	mehrere Platten- und Hohlfasermembranen; 0,04 bis 0,4 µm	je nach Erfordernis Zentrifugieren oder Sedimentieren	Filtrationsreihe des Schlammes und des Permeats: Papierfilter, 8 µm, 3 µm, 1,2 µm, 0,45 µm, 0,2 µm, 0,1 µm, 0,025 µm	Verteilung des CSB, TOC und AFS über Größenfraktionen	CSB-Reduktion zwischen Filtrat und Permeat in der kleinsten Fraktion (0,025µm) zwischen 10 und 90% Effekt variiert je nach Anlage und Membran ; am größten bei industrieller KA (Kartoffelstärkeproduktion) Hypothesen: Zusätzlicher Rückhalt durch die Deckschicht (da Fraktion kleiner als Membranporen); Anreicherung der in der Deckschicht und Ausschleusung über Überschussschlamm; möglicher Einfluss durch Sauerstoffgehalt
(PARK & LEE, 2005) hoch konzentriertes Abwasser (synthetisch)	Aerober Jet-Loop-MBR (JLMBR) mit getauchter Membran	Hohlfasermembran Mitsubishi Rayon; 0,1µm	13.000 U/min 10 min	0,45 µm	Molekulargewichtsverteilung mit Gelchromatographie; SOUR des Belebt- und Biofilmschlammes; PCR-Analyse der Biofilmprobe; TS-Analyse und Dicke des Biofilms	CSB-Reduktion zwischen filtriertem Zentrat (336 mg/L) und Permeat (28 mg/L) um 92% bei vorhandener Deckschicht, bei Inbetriebnahme (ohne Deckschicht) 80% Kein signifikanter Unterschied der Biozönose und der SOUR von Biofilm/belebtem Schlamm Hypothese: Deckschicht hat zusätzlichen Effekt auf biologischen Abbau (Filtration, Adsorption & Abbau)

1.5 Membranbelüftete Biofilmreaktoren (MBBR)

Das Verfahren des membranbelüfteten Biofilmreaktors (MBBR) stellt ein im Vergleich zu MBR recht neues und unbekanntes Verfahren dar. Seit den ersten Publikationen in den 1990er Jahren haben sich die jährlichen erschienenen wissenschaftlichen Publikationen zum Thema verzehnfacht (siehe Bild 31).

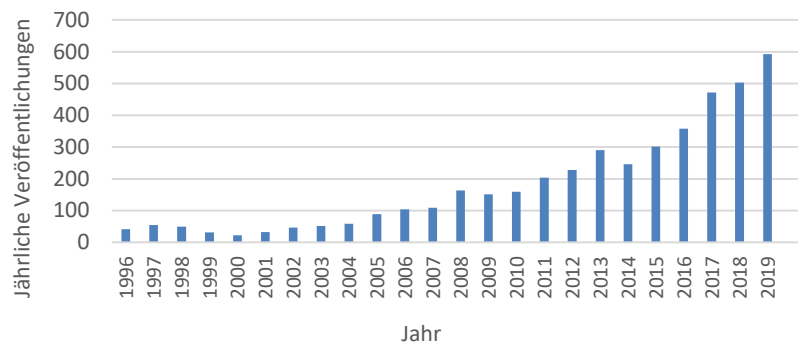


Bild 31 Wissenschaftliche Publikationen im Elsevier-Verlag zur Suchanfrage „Membrane Aerated Biofilm Reactor“ (Elsevier, Stand 01.06.2020)

Hier fungieren ins Belebungsbecken getauchte Membranmodule, wie sie zum Teil auch in MBR zum Einsatz kommen, als Belüfter und Aufwuchsmaterial für den Biofilm. Die Funktion des Schlammrückhalts wird somit nicht durch die Membran erfüllt, sodass die Bedingungen in diesem Biofilm sicherlich anders sind als in der durchströmten Deckschicht von MBR. Das Prinzip der Belüftung und die Bedingungen bezüglich Sauerstoff und Substratverfügbarkeit im Biofilm sind in Bild 32 dargestellt.

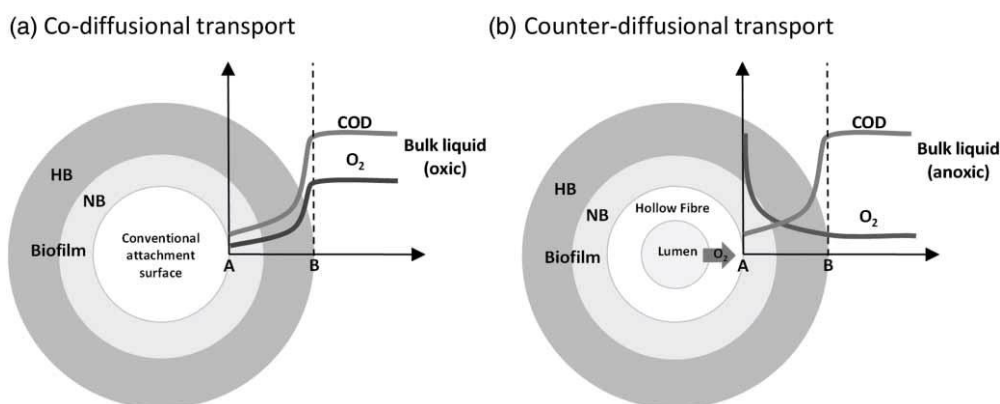


Bild 32 Querschnitt einer Hohlfasermembran in der „konventionellen“ Konfiguration mit Sauerstoffversorgung von außen (*Co-Diffusion*) und in der MBBR-Konfiguration von innen (*Counter-Diffusion*). Die innere Biofilmschicht kann von nitrifizierenden Bakterien (NB), die äußere Schicht von heterotrophen Bakterien (HB) besiedelt werden. (AYBAR u. a., 2014)

Der Vorteil MBBR-Verfahrens gegenüber anderen Biofilmverfahren bestehen in einer hohen **Sauerstoffausnutzung** (*oxygen transfer efficiency*, OTE) von bis zu 100%, da der Sauerstoff über Diffusion durch die Membran in das Wasser gelangt und somit direkt in den gelösten Zustand übergeht, wodurch es erst gar nicht zu einer Ausgasung von ungenutztem Sauerstoff kommt. Ein weiterer Vorteil, der sich daraus ergibt, ist die sofortige Verfügbarkeit des Sauerstoffs in den inneren, membranannanen Schichten des Biofilms.

Ursprünglich wurden erste Anwendungen für ein breites Spektrum an Anwendung auch außerhalb der Abwasserreinigung entwickelt, z.B. zur blasenfreien Belüftung von empfindlichen Zellkulturen in der Bi-

otechnologie (*bubble-free aeration*, LUTTMANN u. a., 1994), oder der Versorgung von Biofilmen mit anderen Substraten, z.B. H_2 (ONTIVEROS-VALENCIA u. a., 2018). Anfängliche Laborversuche verwendeten als Membran einfache Silikonschläuche oder Polymerschläuche mit geringer Wandstärke oder konventionelle Hohlfaser-Membranmodule.

Im Unterschied zu Membranmodulen, die für die Filtration bzw. Schlammabtrennung verwendet werden, handelt es sich bei MBBR-Modulen meist um hydrophobe Membranen, um eine Benetzung der Oberfläche und ein Eindringen von Wasser in die Membran zu verhindern. Außerhalb von Labor- und Pilotanwendungen haben sich **Kompositmembranen** durchgesetzt, da sie die Vorteile einer porösen Trägerschicht (hoher Gastransfer) und einer dichten Membran (niedriger Blaspunkt bzw. Blasdruck (*bubble point*) zur Vermeidung von Luftblasenbildung, die den Biofilm zerstören könnten) vereinen.

Die erste großtechnische Anwendung wurde von der Firma OxyMem (DuPont), einem Spin-Off der University College Dublin, umgesetzt. Es gibt eine große Anzahl an Fallstudien auch in größerem Maßstab, die tatsächliche Anzahl an voll operierenden Anlagen ist aber nicht bekannt. Mittlerweile vertreiben die beiden Hersteller Suez (GE) unter dem Produktnamen ZeeLung und Fluence (ehemals EMEFCY) eigene Membranmodule. Während Suez und OxyMem Hohlfasermembranen verwenden, verwendet Fluence Plattenwickelmodule. Nach eigenen Recherchen beschränken sich großtechnische Anwendungen bisher immer noch auf Testbetriebe und Machbarkeitsstudien. Ein Beispiel ist die Aufrüstung der KA Terrence O'Brien in Chicago mit ZeeLung-Modulen des Herstellers Suez (KUNETZ u. a., 2016).

Lu u. a. (2020) fassten in einem aktuellen Review zusammen, welche **Anwendungsfälle** für MBBR sich bisher in der Forschung und einer möglichen Anwendung herauskristallisiert haben. Demnach lassen sich vor allem drei Anwendungsfälle in der Abwasserreinigung beobachten:

- 1) Behandlung von stark konzentrierten, industriellen Abwässern und **refraktären** Schmutzstoffen
- 2) Gleichzeitige Kohlenstoff- und Stickstoffelimination
- 3) Erhöhung der Kapazität bestehender Anlagen (*Retro-Fit*)

Laut Lu u. a. (2020) konnten mehrere Vergleichsstudien in MBBR höhere CSB-Abbaugrade als in anderen Reaktorkonfigurationen (z.B. Biofilmreaktoren oder MBR) nachweisen. Im Hinblick auf den CSB-Eliminationsgrad wurden bereits einige Untersuchungen angestellt, bei denen verschiedene Einflussfaktoren wie Luftdruck, Verwendung von Reinsauerstoff, hydrodynamische Bedingungen (Biofilmbeschaffenheit), Temperatur und hydraulische Aufenthaltszeit, identifiziert wurden.

Eine **Herausforderung** im stabilen Betrieb von MBBR stellt zurzeit die **Biofilmkontrolle** dar. Im Bereich der MBR wird dies durch Rückspülungen und/oder chemische Reinigungen erreicht. Beim MBBR würden diese Maßnahmen aber zu einer zu starken Ablösung des eigentlich gewollten Biofilms führen. Ein zu dicker Biofilm führt dagegen zu einer schlechteren Sauerstoffverfügbarkeit in den äußeren Schichten und ggf. im suspendierten Schlamm.

2 Batchversuche zur Abbaubarkeit industrieller Abwässer (Abwasserscreening)

2.1 Material und Methoden

2.1.1 Modifizierter Zahn-Wellens-Test

Neben der Zusammenstellung von Literaturdaten aus wissenschaftlichen Publikationen wurden Batchversuche nach einem **modifizierten Zahn-Wellens-Test**, der am ISAH entwickelt wurde (GERHARDY, 2000), mit realen und synthetischen industriellen Abwässern und einem Fokus auf schwer abbaubare Industriebranchen durchgeführt.

Kurz zusammengefasst, wird beim standardisierten Zahn-Wellens-Test nach DIN EN ISO 9888, der identisch mit dem OECD-Test 302B (*Inherent Biodegradability*) ist, die biologische Abbaubarkeit einer Einzelsubstanz oder einer Mischsubstanz (z.B. Abwasser) durch die einmalige Zugabe (Batchtest) der Testsubstanz und einer Nährlösung (vgl. DIN EN ISO 9888) zu einem Inokulum (Belebtschlamm) bestimmt (Testansatz).

Das **Mischverhältnis** wird abweichend von der DIN EN ISO 9888 nicht anhand von Endkonzentrationen der Testsubstanz bzw. des Schlammes ausgewählt, sondern berechnet sich aus der Schlammbelastung, die möglichst der entsprechen sollte, die in der großtechnischen Anlage herrscht. Untersuchungen am ISAH konnten zeigen, dass die Schlammbelastung einen Einfluss auf die Abbaubarkeit hat, da der Schlamm an die gewohnte Belastung gewöhnt ist (GERHARDY, 2000). Üblicherweise liegt diese im Bereich zwischen 0,1 und 1 g CSB/ g TS. Standardmäßig wird im Rahmen des Abwasserscreenings eine Schlammbelastung von 0,5 g CSB/ g TS gewählt. Um gemäß DIN-Vorgaben die vorgegebenen Endkonzentrationen einzuhalten, wäre außerdem oftmals eine Verdünnung von stark konzentrierten Abwässern erforderlich. Darauf kann bei Beachtung der Schlammbelastung nach der ISAH-Methode verzichtet werden. Studien deuten darauf hin, dass die Verdünnung ebenfalls einen Effekt auf die Abbaubarkeit hat (URANO & KATO, 1986).

Parallel wird ein Reaktor betrieben, der ausschließlich mit Schlamm und Nährlösung befüllt wird und dazu dient, die endogene Atmung bzw. die gelöste Organik aus der Selbstauflösung des Schlammes zu berücksichtigen (Nullansatz).

Das verwendete Inokulum soll möglichst bereits an die Testsubstanz adaptiert sein. In diesem Fall wird Schlamm aus derselben Anlage verwendet, wenn er verfügbar ist. Ansonsten wird Schlamm aus der kommunalen Kläranlage Herrenhausen verwendet und die Testdauer entsprechend verlängert, um eine größere Adaption zu erreichen. Nach DIN EN ISO 9888 ist auch eine Mischung von Schlämmen zur Erreichung einer möglichst vielfältigen Biozönose möglich. Darauf wird in dieser Arbeit verzichtet. Da es sich bei der kommunalen Kläranlage Herrenhausen um eine große Kläranlage der GK 5 handelt und in Hannover zahlreiche Indirekteinleiter angeschlossen sind, wird davon ausgegangen, dass der Belebtschlamm eine ausreichende Heterogenität aufweist.

Als Vorbehandlung des Schlammes wird nach DIN EN ISO 9888 empfohlen, den Schlamm mehrmals zu waschen und sedimentieren zu lassen. So sollen adsorbierte Stoffe herausgelöst werden und der aus dem Schlamm eingetragene, gelöste CSB bzw. DOC verringert werden. Da es hierbei zu einer Zerstörung der Flocken und einer Beeinträchtigung der Aktivität führen kann, wird abweichend hiervon in der ISAH-Methode der Schlamm für 24h belüftet (GERHARDY, 2000). Dies führt zu einer Veratmung

der adsorbierten Stoffe. Die Aktivität bleibt dadurch im Schlamm enthalten. Ein Nachteil dieser Methode ist, dass am Schlamm adsorbierte, inerte Stoffe damit nicht eliminiert werden.

Die Summenparameter S_{CSB} oder DOC werden in beiden Reaktoren über die Zeit in regelmäßigen Abständen – etwa alle 1 bis 3 Tage – bestimmt. Im Rahmen dieses Projekts werden zur Untersuchung des Zusammenhangs zwischen CSB und DOC beide Parameter bestimmt. Eine genaue Beschreibung der Standardanalytik ist in Abschnitt 2.1.3 zu finden. Der Test wird abweichend bei Bedarf länger als 28 Tage durchgeführt, bis keine nennenswerte Änderung über drei aufeinanderfolgende Messungen auftritt. Der im gesamten Zeitraum niedrigste Messwert bereinigt um den Anteil aus dem Schlamm ergibt den inerten CSB bzw. DOC (GERHARDY, 2000):

$$S_{CSB, inert} = \frac{S_{min,T} \cdot V_T - S_{min,N} \cdot V_{Schlamm}}{V_{Abwasser}} \left[\frac{mgCSB}{L} \right] \quad \text{Gl. 1}$$

mit	$S_{CSB, inert}$	Gelöster, inerten CSB bzw. DOC der Abwasserprobe [mg/L]
	$S_{min,T}$	Niedrigster, gelöster CSB bzw. DOC während der gesamten Testdauer im Testansatz [mg/L]
	$S_{min,N}$	Niedrigster, gelöster CSB bzw. DOC während der gesamten Testdauer im Nullansatz [mg/L]
	V_T	= $V_{Schlamm} + V_{Abwasser}$ Gesamtvolumen im Testansatz [L]
	$V_{Schlamm}$	Anteiliges Schlammvolumen im Testansatz [L]
	$V_{Abwasser}$	Anteiliges Abwasservolumen im Testansatz [L]

Um die Verdunstung aus den Reaktoren auszugleichen, die sonst zu einer Konzentrierung des CSB bzw. DOC führen würde, wird nach DIN EN ISO 9888 empfohlen, mit Wasserdampf gesättigte Luft zur Belüftung zu verwenden. Aufgrund des großen instrumentellen Aufwandes in der modifizierten ISAH-Methode verzichtet und die Reaktoren abgedeckt, sodass das Wasser am Reaktordeckel kondensieren kann. Zu Beginn des Tests und nach jeder Probenahme wird der Wasserstand markiert und vor jeder Probenahme mit Leitungswasser auf den zuvor markierten Stand wiederaufgefüllt.

Die Testbedingungen werden so eingestellt, dass ein möglichst optimaler und vollständiger Abbau stattfindet. Dafür wird der pH-Wert im neutralen Bereich und die Temperatur stabil gehalten. Im Rahmen dieses Projektes wird die Temperatur entweder durch einen Umlauf-Thermostat bei 20°C oder bei passenden Bedingungen bei Raumtemperatur zwischen 20 und 25°C. Die Regelung des pH-Wertes erfolgt durch Zugabe von HCl bzw. NaOH. Bei Bedarf wird ein silikonbasierter Entschäumer verwendet, um ein Übersäumen der Reaktoren durch die Belüftung zu verhindern.

Am ISAH ist ein gleichzeitiger Betrieb von 4 Reaktoren pro Batchanlage möglich. Aufgrund der langen Testdauer von 28 Tagen ist der Aufwand für einen Ansatz sehr hoch. Um den Aufwand pro Probe zu verringern, werden möglichst viele Proben mit gleichem Inokulum parallel betrieben. Um Kapazitäten zu schaffen, wird auf den nach DIN empfohlenen Kontrollansatz und den abiotischen Ansatz verzichtet. Der Kontrollansatz dient der Überprüfung der Aktivität des Schlammes, indem diesem ein leicht abbaubares Substrat zugegeben wird. Da die Schlämme entweder aus adaptierten, aktuell in Betrieb befind-

lichen biologischen Industriekläranlagen oder aus der kommunalen Kläranlage Herrenhausen stammen, kann auf den Kontrollansatz verzichtet werden, da von einer guten Aktivität auszugehen ist. Der abiotische Ansatz dient der Kontrolle der abiotischen Elimination, was bei flüchtigen oder instabilen Substanzen der Fall wäre. Da hier vor allem der Fokus auf schlecht abbaubare, refraktäre Abwässer gelegt wird, ist davon auszugehen, dass diese Abwässer keine Substanzen enthalten, die abiotisch eliminiert werden. Durch Abdecken der Reaktoren wird ein Ausstrippen von Substanzen zudem minimiert.

2.1.2 Untersuchungen zu Einflussfaktoren auf die Abbaubarkeit

Neben der Zielstellung, Daten zur Abbaubarkeit verschiedener industrieller Abwässer zu sammeln, werden gleichzeitig auch mehrere Einflussfaktoren auf den Ausgang des Zahn-Wellens-Tests untersucht, die in der Literatur bisher genannt wurden. Neben der Sensitivität des Tests lassen sich daraus auch generelle Aussagen über die biologische Abbaubarkeit treffen. Die durchgeführten Testreihen zur Untersuchung des Einflusses der Schlammbelastung, der Verdünnung (Konzentration) und der Adaption des Schlammes sind in Tabelle 29 zusammengefasst. Für die Anwendung des Zahn-Wellens-Tests für industrielle Abwässer scheint vor allem die Verdünnung relevant. Denn die oft hohen Konzentrationen der industriellen Abwässer macht eine Verdünnung notwendig, um die Randbedingungen des Tests (entweder bestimmte Konzentrationsgrenzen oder auch die Schlammbelastung) einzuhalten.

Tabelle 29 Auswahl von Testreihen und Versuchseinstellungen zur Untersuchung der Einflussfaktoren auf den Zahn-Wellens-Test

Einflussfaktor	Versuchseinstellungen der Testreihe		
Schlammbelastung	Testreihe 6 Tannin		
	niedrig (0,1 g CSB/ g TS)		mittel (0,5 g CSB/ g TS)
	Testreihe 9 Kaffeeabwasser		
	niedrig (0,1 g CSB/ g TS)	mittel (0,5 g CSB/ g TS)	hoch (1,0 g CSB/ g TS)
Verdünnung	Testreihe 3 Chemisches MC- und CMC-haltiges Abwasser		
	13.200 mg/L CSB		2.200 mg/L CSB (1:6 verdünnt)
	Testreihe 4 Methylcellulose (MC)		
	1000 mg/L MC		100 mg/L MC (1:10 verdünnt)
	Testreihe 6 Tannin		
	2135 mg/L CSB	233 mg/L CSB (1:10 verdünnt)	81 mg/L CSB (1:20 verdünnt)*
	Testreihe 9 Kaffeeabwasser		
	4120 mg/L CSB		412 mg/L CSB (1:10 verdünnt)
Adaption	Testreihe 8 Chemisches MC-haltiges Abwasser		
	mit adaptiertem Schlamm		mit kommunalem Schlamm

*Test mit geringerer Schlammbelastung durchgeführt (0,1 g CSB/ g TS)

2.1.3 Standardanalytik

Die wichtigsten Parameter zur Beurteilung der Abbaubarkeit bzw. des refraktären Anteils der Organik stellen der CSB bzw. der DOC dar. Alle Proben werden auf den CSB unmittelbar nach der Probenahme mit Küvettentests von HACH Lange analysiert. Für den Aufschluss wird ein Hochtemperatur-Thermostat

HT200S des Herstellers HACH Lange verwendet, für die photometrische Analyse das Photometer DR X ion 500 des Herstellers Lange. Der DOC wird entweder ebenfalls unmittelbar nach der Probenahme mit Küvettentests von HACH Lange analysiert, oder bis zur Analyse mit einem Hochtemperatur-TOC-Analysator (vario TOC cube des Herstellers elementar) tiefgekühlt. Als Probenvorbehandlung für die filtrierte Probe werden die Proben – wie in der DIN EN ISO 9888 beschrieben – mittels Papierfiltration (Faltenfilter Macherey Nagel M+N 615 ¼) filtriert. Da das Ziel der Filtration die Abtrennung der Schlammflocken ist, reicht für diesen Anwendungsfall die Papierfiltration aus.

Bei allen Schlammproben wird der Trockensubstanzgehalt vor Beginn des Zahn-Wellens-Tests bestimmt, um das richtige Mischverhältnis zu berechnen. Dafür werden zwei bis drei Schlammproben über vorgewogene Papierfilter filtriert, bei 105°C mindestens 2h getrocknet und anschließend gewogen.

2.2 Ergebnisse des Abwasserscreenings

2.2.1 Literatursauswertung

Auf der Basis der Industriebranchen, die nach einer ersten Literaturstudie erhöhte Anteile an refraktärer Organik aufweisen bzw. bei denen von einer schweren biologischen Abbaubarkeit berichtet wird (vgl. Abschnitt 1.1), werden veröffentlichte Daten in Zeitschriften zur konkreten Belastung an refraktärem CSB zusammengestellt. Die meisten veröffentlichten Daten dazu gibt es aus der Forschungsgruppe um Orhon et al., die als Schwerpunkte industrielle Abwässer und die CSB-Fraktionierung haben. Da sie sich auf Industriebranchen in der Türkei fokussieren, sind besonders viele Daten für Textilbetriebe verfügbar. Die einzige umfangreichere Metaanalyse, die zur Charakterisierung industrieller Abwässer veröffentlicht wurde, ist von 1999 und somit mehr als 20 Jahre alt. Weitere Studien beinhalten vor allem Auswertungen von Zahn-Wellens-Tests, manchmal wird stattdessen auch eine alternative Methode verwendet, z.B. die Ablaufwerte großtechnischer oder labortechnischer kontinuierlicher Anlagen. Dies ist in den zusammengestellten Daten gekennzeichnet.

Vor allem die zuvor erwähnte Forschungsgruppe um Orhon et al. verwendet einen modifizierten Zahn-Wellens-Test nach (GERMIRLI u. a., 1991), der die substratabhängige SMP-Produktion versucht, herauszurechnen. Dafür wird ein Reaktor mit Glucose parallel betrieben und der Rest-CSB des Industrieabwassers um den Rest-CSB der Glucose bereinigt. Letztere wird theoretisch vollständig verstoffwechselt, der gemessene Rest-CSB umfasst also die Stoffwechselprodukte der Mikroorganismen (SMP).

Bei Meta- bzw. Literaturstudien, die Ergebnisse anderer Autoren zitieren, wird möglichst versucht, auf die Originalquelle zurückzugreifen. Bei älteren Publikationen und bei (ausländischen) Dissertationen und Konferenzbeiträgen ist das Auffinden der Originalpublikation jedoch oft schwierig bis unmöglich. Hier wird dann die Metastudie zitiert und darauf hingewiesen.

In Tabelle 30 sind die Daten aus der Literatur zusammengestellt. Dabei wurden nur solche Daten aufgenommen, die einen relevanten inerten Anteil im Ablauf enthalten (entweder als Anteil am gelösten CSB [%] oder als inerte CSB-Konzentration[mg/L]. Als Referenz dient kommunales Abwasser (der Kläranlage Herrenhausen), das einen refraktären Anteil von ca. 5 % aufweist und eine (gelöste) inerte CSB-Konzentration von <50 mg/L.

Tabelle 30 Zusammenstellung von Literaturdaten zum inerten, gelösten CSB in Industrieabwässern

Industriebranche (Literaturquelle)	CSB im Abwasser [mg CSB/L]		Inerter, gelöster CSB		Anmerkungen
	Gesamt C _{CSB}	Gelöst S _{CSB}	[% von S _{CSB}]	[mg CSB/L]	
Nahrungsmittelindustrie					
Gemischt (Industrie/Kommunal) (HAYET u. a., 2016)	-	1.295	12	155	Modifizierter ZW-Test mit 1,2µm-filtriertem und unfiltriertem Abwasser
Fleischverarbeitung (GERMIRLI u. a., 1991)	-	1.990	6	110	Modifizierter ZW-Test mit Glucose zur SMP-Bestimmung
Geflügelverarbeitung (ORHON u. a., 1999b)*	2.490	1.770	14	240	Modifizierter ZW-Test nach (GERMIRLI u. a., 1991)
Legehennenzucht (BABUNA u. a., 1999)	6.380	3.000	10	297	Modifizierter ZW-Test mit filtriertem/ unfiltriertem Abwasser (GERMIRLI u. a., 1993)
Eierproduktion (GERMIRLI u. a., 1993)	9.900	6.600	11	735	
Käserei (GERMIRLI u. a., 1993)	2.761	1.020	25	256	anaerob-aerober Abbauprobe (Details unbekannt)
Industriepark mit überwiegend Melasse-basierter Produktion; vorbehandeltes Abwasser (FALL u. a., 2012)	2.595	1.998	39	1.023	Gelöster (0,1µm-Filtration) CSB im Ablauf der großtechn. Biologie
Hefefabrik (BLONSKAJA u. a., 2006)	25.020	23.420	6	1.448	Ablaufwert großtechnischer anaerob-aerober Anlage (Durchschnitt 4 Proben)
Hefeindustrie (TRAUTMANN, 2015)	18.400 - 27.300	16.600 - 26.100	13 - 15	2.100 - 3.600	Wertebereich abhängig vom Rohstoffeinsatz (Melasse und Dicksaft)
Leder- und Textilindustrie					
Gerberei (Ablauf Vorklämung); (ORHON u. a., 1999a)	2.222	1.325	10	220	Modifizierter ZW-Test nach (GERMIRLI u. a., 1993) Durchschnitt v. 4 Tests
Gerberei (ORHON & COGKÖR, 1997)	2.410	1.210	12	140	Modifizierter ZW-Test nach (GERMIRLI u. a., 1993)
Chrom-Gerberei (vorbehandelt mit Fällung) (KABDASLI u. a., 1993)	-	1.500	22	323	Modifizierter ZW-Test nach (GERMIRLI u. a., 1991)
	-	1.075	24	262	
	-	1.870	25	464	
Textilproduktion (ORHON u. a., 1992)	-	1.176	8	90	Kontinuierlicher Abbauprobe mit SBR
	-	800	11	88	
	-	535	22	117	
Textilveredelung (SELÇUK u. a., 2006)	1.600	950	29	280	Modifizierter ZW-Test nach (GERMIRLI u. a., 1993)
	1.560	900	28	255	
Textilfärberei (EREMEKAR u. a., 2007)	1.700	950	30	289	Modifizierter ZW-Test nach (GERMIRLI u. a., 1993)
	1.685	1.000	27	270	
Denimveredelung (ORHON u. a., 1999b)*	2.400	1.700	6	100	keine Informationen zum Testverfahren

Polyesterfaserveredelung (ORHON u. a., 1999b)*	1.985	1.485	28	415	keine Informationen zum Testverfahren
Baumwollerveredelung (ORHON u. a., 1999b)*	1.470	1.165	22	260	keine Informationen zum Testverfahren
Baumwollerveredelung (ORHON u. a., 1999b)*	2.300	1.900	9	170	keine Informationen zum Testverfahren
Mischfaserveredelung (ORHON u. a., 1999b)*	2.400	1.690	15	250	keine Informationen zum Testverfahren
Textilfärberei (Wolle) (BABAN u. a., 2004)	1.700	1.590	14	230	Modifizierter ZW-Test mit (un)filtriertem Abwasser und Glucose nach (ORHON u. a., 1999c)
Papier- und Zellstoffindustrie					
Papierproduktion (GERMIRLI u. a., 1991)	-	3.340	4	137	Modifizierter ZW-Test mit Glucose zur SMP-Bestimmung
Chemische und pharmazeutische Industrie					
Antibiotikaherstellung (GERMIRLI u. a., 1991)	-	9.330	27	2.520	Modifizierter ZW-Test mit Glucose zur SMP-Bestimmung
Zitronensäureproduktion (Anaerob vorbehandelt) (GERMIRLI u. a., 1993)	2.945	2.025	40	804	Modifizierter ZW-Test mit filtriertem/ unfiltriertem Abwasser
Petrochemische Industrie					
Petrochemie (ECKENFELDER, 1988)				22-106	Ablaufwerte 6 großtechn. KA's
Erdölraffinerie (physikalisch vorbehandelt) (DOLD, 1989)*	625	443	37	165	biologische Behandlung (Details unbekannt)
Erdölraffinerie (PVC-Produktion) (SHOKROLLAHZADEH u. a., 2008)	200-850			100	mittlerer Ablaufwert einer großtechnischen biologischen Anlage in Abadan (Iran)

*Metastudien

2.2.1.1 Analyse und Bewertung der Literaturdaten

Insgesamt wurden 27 Literaturquellen gefunden, die branchenspezifisch Angaben zum Gehalt des gelösten, inerten CSB gemacht haben. Die geringe Verfügbarkeit von konkreten Daten überraschte, da im Allgemeinen bekannt ist, welche Abwasserströme im Allgemeinen „schlecht abbaubar“ oder „gut abbaubar“ sind. Solche allgemeinen Informationen, die auch Eingang in Lehrbücher gefunden haben, verallgemeinern dabei sehr stark und es gehen viele Informationen dabei verloren. Einige wenige Metastudien, z.B. (ORHON u. a., 1999b) geben zwar konkrete Daten an, diese Metastudien geben aber nur einen unvollständigen Blick, da sie sich auf wenige Branchen spezifizieren. Dies ist vor allem dem geschuldet, dass die Studien sich natürlich auf solche Betriebe und Branchen fokussieren, die in den Herkunftsländern/ Gebieten angesiedelt sind. So sind z.B. relativ viele Daten zur Abbaubarkeit von Textilabwässern aus der Türkei zu finden. Daten zu petrochemischen Abwässern sind im deutschsprachigen Raum selten zu finden, vielleicht auch aufgrund der geringen Anzahl an Betrieben in diesem Industriezweig. Sonstige Studien finden sich in vielen verschiedenen Ländern mit einer leichten Häufung chinesischer Standorte.

Es wurden nur Literaturdaten für die Auswertung verwendet, die eine vollständige Bewertung der Abbaubarkeit und der Rest-CSB-Konzentration ermöglichten. So wurden z.B. auch Ergebnisse von Zahn-Wellens-Tests veröffentlicht (MARCELINO u. a., 2016), allerdings nur unter Angabe der Abbaubarkeit (%)

bezogen auf den 3h-Wert, der die Adsorption berücksichtigen soll. Eine Berechnung des originären CSB und somit auch der Konzentration an refraktärem CSB war in diesem Falle nicht möglich.

Die hier zusammengestellten Literaturdaten geben dennoch einen quantitativen Anhaltspunkt, wie hoch die Konzentrationen an Organik nach einer ersten biologischen Stufe sein können. Diese Information ist vor allem für die **frühe Planungsphase wichtig**, wo oftmals noch keine konkreten Daten echter Abwasserströme vorliegen und zwangsläufig auf Literaturdaten zurückgegriffen werden muss. Bei der Planung von Reuse-Netzwerken spielt der refraktäre CSB aber eine entscheidende Rolle, denn die biologische Behandlung ist ein häufig eingesetztes Verfahren – auch in der industriellen Behandlung. Bei der Auswahl geeigneter Verfahren ist die Abschätzung des Wirkungsgrades der Biologie sehr wichtig. Die Nachnutzung des Wassers entscheidet dann im Abgleich mit den erwartbaren Ablaufwerten, ob eine biologische Behandlung allein oder in Kombination mit weiteren Verfahren in Frage kommt (Prüfung der „Machbarkeit“).

Diese Studie ist, so zeigen die begrenzten Literaturdaten, der erste Versuch einer Datensammlung zum refraktären CSB in Industrieabwässern mit dem Anspruch, möglichst alle im Hinblick auf die Abbaubarkeit problematischen Industriebranchen zu berücksichtigen. Obwohl Ansätze zur Speicherung dieser umweltrelevanten Daten bereits bestehen, wie zum Beispiel die REACH-Datenbank (<https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/registered-substances>), hat eine Sichtung dieser Daten gezeigt, dass Daten zur Abbaubarkeit in abwassertechnischen Systemen bisher nur unzureichend eingepflegt wurden.

2.2.2 Eigene Untersuchungen (Zahn-Wellens-Tests)

Der Fokus der eigenen Untersuchungen waren Abwasserströme bzw. Industriebranchen, die aus der Literatur für eine schlechte Abbaubarkeit bekannt sind, für die es aber noch keine oder nur wenige Daten in der Literatur gibt. Im Folgenden sind die Ergebnisse dieser Abbautests (modifizierte Zahn-Wellens-Tests) zusammengefasst, wobei sowohl der gelöste CSB im originären Abwasser S_{CSB} , als auch der refraktäre CSB S_i als Konzentration und als Anteil am gelösten, originären CSB angegeben sind (vgl. Tabelle 31). Eine eingehende Analyse der Ergebnisse erfolgt im nächsten Abschnitt 2.2.3 zusammen mit den Literaturdaten.

2.2.3 Zusammenstellung der Literatur- und Versuchsdaten

Die gemeinsame Betrachtung aller gesammelten Daten (Literatur- und Versuchsdaten) ermöglicht, Schlussfolgerungen für Industriebranchen auf einer breiteren Datenbasis zu ziehen. Eine Übersichtsdarstellung aller Daten zum refraktären CSB findet sich in Bild 33.

Betrachtet man zunächst die Daten unabhängig von der Industriebranche, so lässt sich eine Häufung der refraktären CSB-Konzentration **im Bereich $< 1000 \text{ mg/L}$** erkennen. Der prozentuale Anteil des refraktären CSB bewegt sich bis auf einige Ausnahmen **im Bereich $< 30\%$** . Das bedeutet aber auch im Umkehrschluss, dass selbst bei Industrieabwässern, die für ihre schlechte Abbaubarkeit im Allgemeinen bekannt sind, i.d.R. mindestens 70% des gelösten CSB **mit einer einfachen biologischen Behandlung** eliminiert werden können.

Als **qualitative Einstufung der Abbaubarkeit** liefert die DIN EN ISO 9888 keine allgemein gültigen Leitlinien. In der Literatur findet sich für die Interpretation von Zahn-Wellens-Testergebnissen meist das Kriterium, dass ein Stoff grundsätzlich abbaubar (inhärent abbaubar) ist, wenn die DOC-Elimination (bezogen auf den 3h-Wert) $> 80\%$ beträgt (manchmal auch 70% oder 90%). Es ist offensichtlich, dass dieses Kriterium allein die Problematik **hoch belasteter Abwässer** nicht vollständig abbildet. Diese

weisen auch bei guter Abbaubarkeit einen hohen Rest-CSB auf, der besonders im Hinblick auf die Weiternutzung und Weiterbehandlung problematisch ist. Im Umkehrschluss bedeutet das aber auch, dass für niedrig belastete Abwässer eine geringere Elimination in der biologischen Stufe schon ausreicht, um die Konzentration der Restorganik so weit zu reduzieren, dass eine Weiternutzung und/oder -behandlung möglich ist.

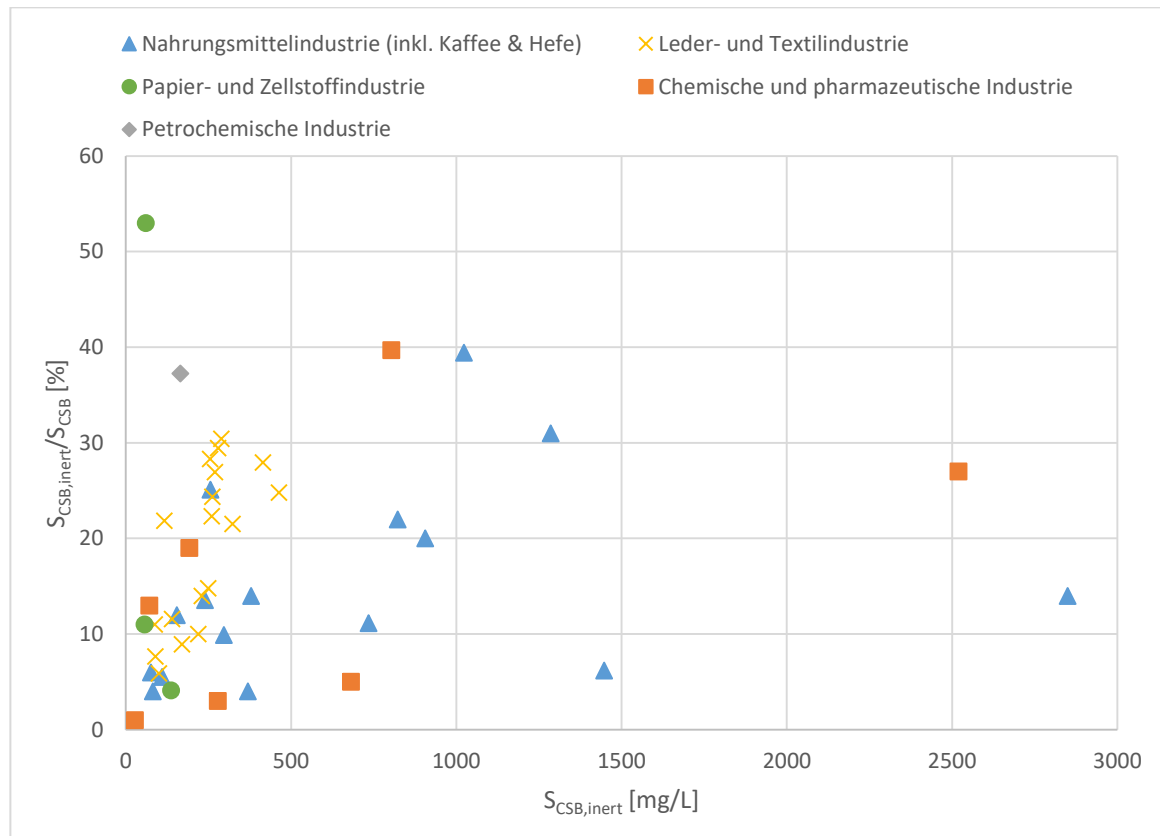


Bild 33 Zusammenstellung der Literatur- und Versuchsdaten zum refraktären CSB (relativ [%] und absolut [mg/L])

Tabelle 31 Ergebnisse der am ISAH durchgeführten Abbautests im Rahmen des Abwasserscreenings mit realen, industriellen Abwässern (modifizierter Zahn-Wellens-Test nach DIN EN ISO 9888)

Nr.	Abwasserart	Originärer SCSB [mg/L]	Inerter SCSB,inert [mg/L]	Inerter SCSB,inert /SCSB [%]
Versuchsdaten bis 2015 (HAUN, 2018)				
Eigene Versuchsdaten 2017 bis 2019				
Nahrungsmittelindustrie				
1	Erfrischungsgetränke	2.076	82	4 ¹⁾
2	Kaffeeverarbeitung/ -veredelung	3.820	823	22 ¹⁾
3	Kaffeeverarbeitung/ -veredelung	4.584	906	20 ¹⁾
4	Kaffeeverarbeitung <i>Kaffeeextraktherstellung</i>	4.120	1.286	31
5	Brauerei	1.344	76	6 ¹⁾
6	Schlachtbetrieb	2.780	379	14 ¹⁾
7	Nahrungsmittelproduktion	8.890	370	4 ¹⁾
Chemisch-Pharmazeutische Industrie				
9	Hospitalabwasser	531	71	13
10	Chemische Industrie <i>Pigmentherstellung (Abwasser mit Silanen/ Siloxanen belastet)</i>	1.002	192	19
11		3.951	28	1
12	Chemische Industrie <i>Methylcelluloseherstellung</i>	8.540	279	3
13	Chemische Industrie <i>Methylcellulose- und Carboxymethyl-celluloseherstellung</i>	13.200	682	5
Papier- und Zellstoffindustrie				
14	Papierherstellung <i>schwer abbaubarer Teilstrom</i>	507	57	11
15	Papierherstellung <i>Zulauf zur 2. biologischen Stufe</i>	114	61	53

¹⁾ Zahn-Wellens-Test mit höherer Schlammbelastung als 0,5 g CSB/ g TS durchgeführt

Zusammenfassend sind für die Beurteilung eines Industrieabwassers und seine Eignung für die biologische Behandlung zwei Kriterien erforderlich. Zum einen müssen der **prozentuale Anteil des refraktären CSB (%)** und zum anderen die **absolute Konzentration (mg/L)** des refraktären CSB betrachtet werden.

Eine genauere Analyse der gesammelten Daten differenziert nach Industriebranche lässt sich anhand von Bild 34 und Bild 35 durchführen.

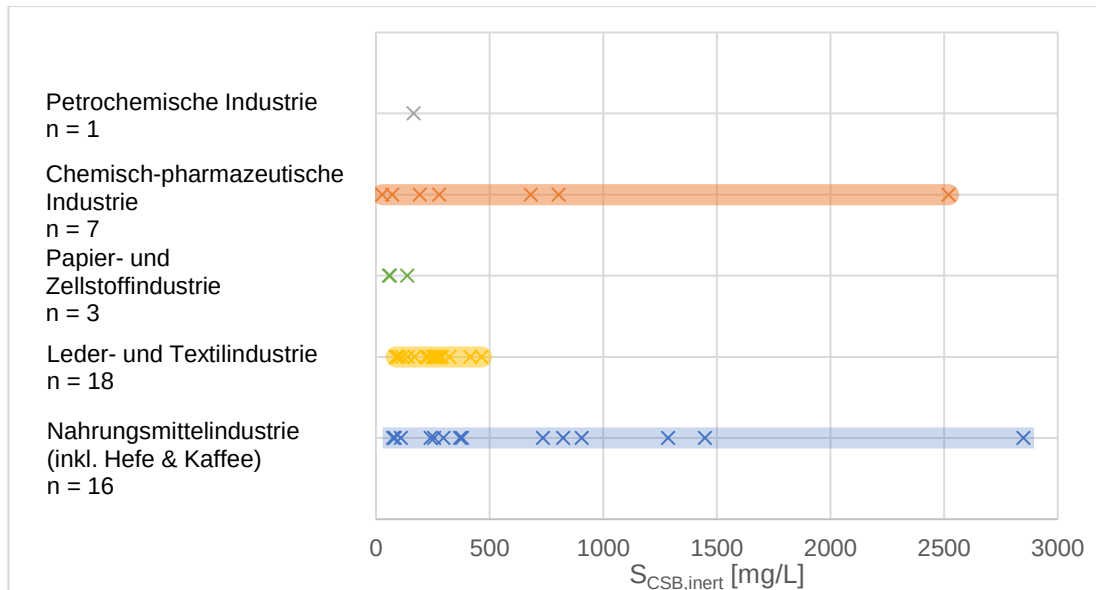


Bild 34 Konzentration an refraktärem, gelösten CSB [mg/L] nach Industriebranche (Literatur- und experimentelle Daten)

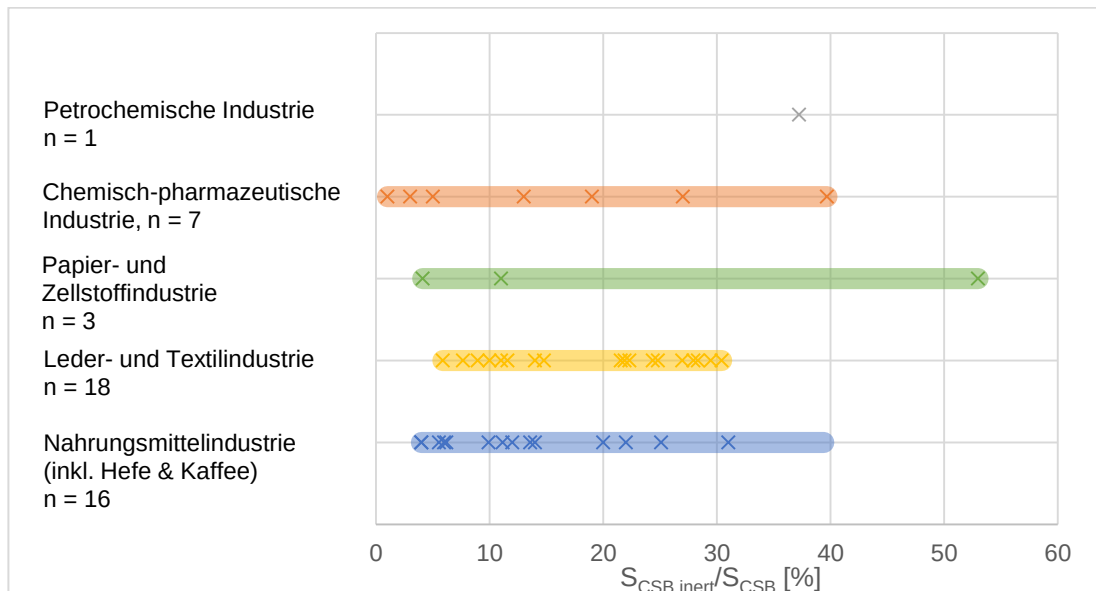


Bild 35 Anteil des refraktären CSB am gelösten CSB [%] nach Industriebranchen (Literatur- und experimentelle Daten)

Die schlechteste Datenlage ist in der **Petrochemische Industrie**, für die nur ein Literaturwert verfügbar ist. Aussagen hierzu sind also nicht möglich. In Deutschland spielt die Industrie jedoch keine große Rolle.

Für die **chemisch-pharmazeutische Industrie**, die durch sehr unterschiedliche Produktionen und somit auch sehr unterschiedliche Abwasserzusammensetzungen charakterisiert ist, ist die Datenanzahl ($n=7$) begrenzt. Außerdem ist die Streuung der Daten sehr hoch. Durch den sehr restriktiven Umgang mit der Veröffentlichung von Daten ist eine weitere Auswertung nach Produktionen nicht möglich. Das Potential ist hier allerdings sehr groß, da es 37 chemische Industrieparks in Deutschland gibt, die im Verband der Chemischen Industrie e.V. eingetragen sind. Die zur Verfügung stehenden Daten zeigen aber, dass sich die Konzentrationen an refraktärem CSB – bis auf einen Ausreißer der Antibiotikaproduktion – im Bereich < 1000 mg/L CSB bewegen (vgl. Bild 34).

Daten zur **Papier- und Zellstoffindustrie** sind erstaunlicherweise nur wenige verfügbar, obwohl Abwässer der Papier- und Zellstoffindustrie im Allgemeinen dafür bekannt sind, schlecht abbaubar zu sein. Allein der Verband Deutscher Papierfabriken (VDP) zählt 105 Unternehmen (VDP, 2020), sodass hier eigentlich eine große Anzahl an Daten erhoben werden könnte. Die vorhandenen Daten zeigen eine sehr breite Streuung von weniger als 5% bis über 50% an refraktärem, gelösten CSB. Hier ist allerdings zu beachten, dass verschiedene Teilströme der Produktion getestet wurden und teilweise auch bereits biologisch behandelte Teilströme die hohen Anteile an refraktärem CSB ausmachten. Da es sich bei den untersuchten Daten nicht um hoch konzentrierte Ströme handelt, sind die Konzentrationen des refraktären CSB im Vergleich zu anderen Industriebranchen nicht hoch.

Die gesammelten Daten zur **Textilindustrie** stammen ausschließlich aus der Türkei und sind bereits möglicherweise überholt, da diese aus den 1990er Jahren stammen. Da die Standorte der beprobten Anlagen hier nicht bekannt sind und die Daten aus einer Forschungsgruppe stammen, ist es möglich, dass hier die hohe Datendichte eine falsche Sicherheit suggeriert. Eine Analyse der einzelnen Produktionsarten Gerbereien, Textilfaserproduktion und Textilveredelung (z.B. Färberei) zeigt, dass auch diese Unterscheidung keine Einengung der Bereiche ermöglicht (vgl. Bild 36). Da die Textilindustrie – vor allem die Produktion und Verarbeitung von Textilien – in den letzten Jahren sehr stark von der Globalisierung beeinflusst war, ist die deutsche Textilwirtschaft stark geschrumpft. In Deutschland handelt es sich vorwiegend um klein- bis mittelständische Unternehmen.

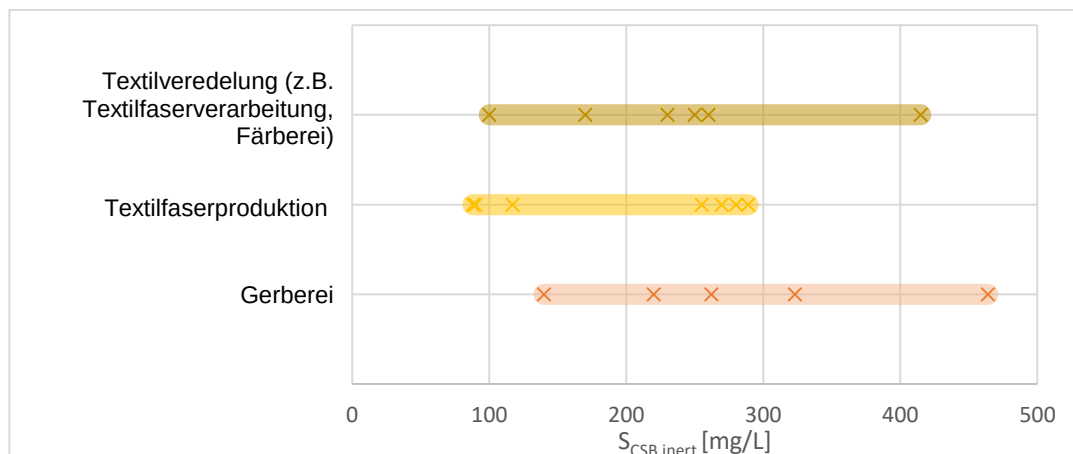


Bild 36 Konzentration an refraktärem, gelösten CSB [mg/L] in den Produktionsbereichen der Leder- und Textilindustrie

Durch die im Rahmen dieses Projektes erhobenen Versuchsdaten zur **Nahrungsmittelindustrie** sind Daten aus Deutschland gut repräsentiert. Schwer abbaubare Abwässer der Nahrungsmittelindustrie stammen hier vor allem aus den Produktionsbereichen der Kaffeeverarbeitung und der Hefeindustrie (vgl. Bild 37). All diese Abwasserströme sind charakterisiert durch stark färbende Inhaltsstoffe, sog. Melanoidine (Produkte der Bräunungsreaktionen).

Vereinheitlichen lassen sich die Ergebnisse nicht, sodass eine einzige, konkrete Größe für die Wirkung der Deckschicht nicht benannt werden kann. Dafür wurden die Studien unter zu unterschiedlichen Bedingungen durchgeführt, zum Beispiel unter Verwendung verschiedener Membranmodule, Porengrößen, Abwasserarten (Industrieabwasser bis hin zu Oberflächenwasser) und Betriebsbedingungen. Als Tendenz lässt sich erkennen, dass die Deckschicht – bis auf wenige Ausnahmen - einen signifikanten Anteil an der Reduktion des gelösten CSB trägt. Dieser kann von 5% und 90% an zusätzlicher Reduktion des gelösten CSB ausmachen. Eine Zusammenfassung aller gesichteten Studien ist in Tabelle 28 gegeben.

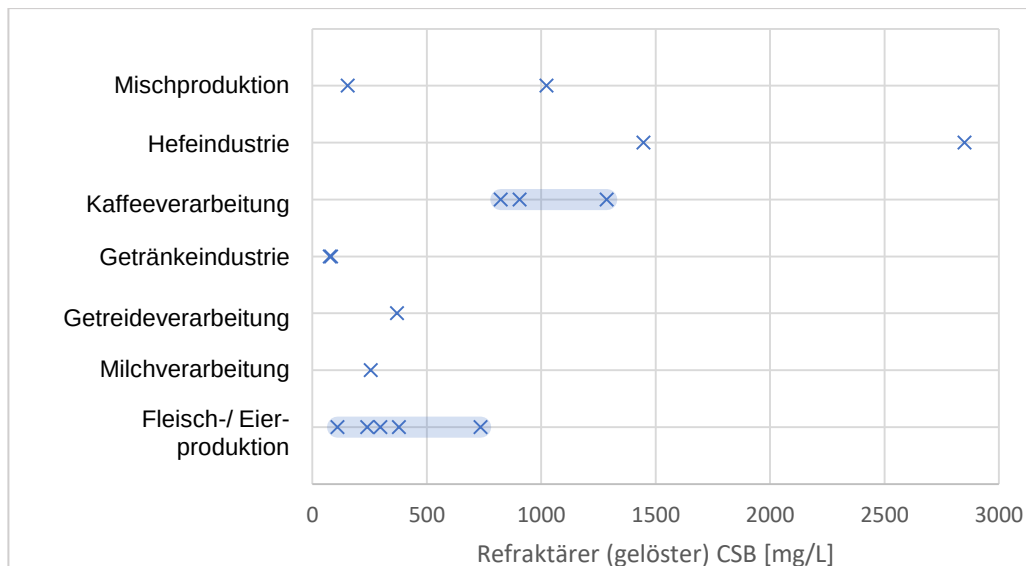


Bild 37 Konzentration an refraktärem, gelösten CSB [mg/L] in den Produktionsbereichen der Nahrungsmittelindustrie

2.2.4 Zusammenfassung und Fazit

Die im Rahmen dieser Studie zusammengetragenen und zum Teil selbst erhobenen Daten zeigen in den einzelnen Industriebranchen – vor allem in der chemisch-pharmazeutischen und der Nahrungsmittelindustrie – große Streuungen. Für die Industriebranchen Petrochemische Industrie (n=1) und Papier- und Zellstoffindustrie (n=3) liegen nicht genügend Daten vor, sodass hier vor allem für die in Deutschland noch präsente Papier- und Zellstoffindustrie ein Bedarf an Daten besteht, um die Abbaubarkeit auch quantitativ besser abzuschätzen. Genaue prozentuale Angaben zur Abbaubarkeit der einzelnen Industriebranchen oder Produktionsbereiche innerhalb einer Branche lassen sich aus den Daten nicht ableiten, da die Streuung bzw. Unsicherheit hier sehr groß sind. Der Einfluss des Produktionsprozesses und der Rohstoffe scheint eine so wichtige Rolle zu spielen, dass sich die Branchen nicht nach ihrer Abbaubarkeit klassifizieren lassen.

Trotz der Schwankungen in den einzelnen Branchen geben die hier zusammengetragenen Daten im Gegensatz zu anderen Review-Artikeln oder allgemeinen Branchenbeschreibungen eine quantitative Einschätzung zur biologischen Abbaubarkeit und sind – zumindest für das Benchmarking – wertvoll. In der frühen Planungsphase, in der vielleicht auch Abwasserströme noch gar nicht real existieren und somit nicht beprobt werden können, geben die Daten eine erste Einschätzung, bei welchen Industriebranchen mit einer schlechten Abbaubarkeit zu rechnen ist. Konkrete Werte für den refraktären CSB oder dessen Anteil sollten hier allerdings nicht dazu verleiten, diese in Planungsprozesse zu übernehmen. Es ist aber dennoch möglich, bei Fehlen passender Daten aus vergleichbaren Produktionsanlagen eine Spannbreite an möglichen Werten in der Planung zu berücksichtigen. Ein mögliches Vorgehen und der Umgang mit solchen Unsicherheiten werden im ersten Teil des Berichts (Teil A) eingehend beschrieben.

Die Literaturrecherche hat gezeigt, dass zur Beurteilung der biologischen Abbaubarkeit der Zahn-Welens-Test, trotz seiner Nachteile (aufwendiger Testaufbau, lange Testdauer, mögliche Einflüsse des Testergebnisses durch Testeinstellungen) weiterhin überwiegend eingesetzt wird. Adaptionen des Tests zur Abschätzung einzelner inerter Fraktionen (z.B. des partikulären CSB oder der SMP) einzelner Autoren oder Forschungsgruppen (GERMIRLI u. a., 1991, und 1993) erschweren jedoch die Vergleich-

barkeit der Daten. Dabei sind solche modifizierte Testergebnisse für die Abschätzung der Ablaufkonzentrationen von großtechnischen Anlagen nicht unbedingt besser geeignet. Denn die Stärke des Zahn-Wellens-Tests liegt eigentlich darin, dass unter Bedingungen, die denen einer Belebungsbiologie ähneln, im Batch-Betrieb (also mit wesentlich geringerem Aufwand) das Verhalten eines Stoffes oder Abwassers in einer konventionellen biologischen Stufe abgeschätzt werden kann (MASCOLO u. a., 2010). Hieraus sollte aber auch deutlich werden, dass weitere biologische Verfahren unter anderen Bedingungen eine höhere Abbaubarkeit ermöglichen. Dieser Aspekt wird in Abschnitt 3 experimentell beleuchtet.

Zuletzt sollte dem refraktären CSB vor allem im Kontext der Wasserwiederverwendung eine größere Aufmerksamkeit zuteil werden. Denn zum einen **fehlt es hier noch an verlässlichen Grenzwerten**, welche Konzentrationen an refraktärem CSB für die Wiederverwendung tolerierbar sind. Diese sind letztlich auch von den Produktionen und ihren Anforderungen an das wiederverwendete Wasser abhängig und können nicht pauschal festgelegt werden. Hier sind potentielle Abnehmer noch sehr vorsichtig, da die Erfahrungen fehlen. Zum anderen kann es – auch bei geringen Anteilen und Konzentrationen an refraktärem CSB – zu einer Anreicherung des refraktären, gelösten CSB im Abwasser kommen, wenn ein erheblicher Anteil des Abwassers im Kreislauf gefahren wird. Analoge Erfahrungen gibt es bei den Stickstofffrachten in der kommunalen Abwasserbehandlung, die aus der Schlammbehandlung in Form des Prozesswassers wieder in die Kläranlage zurückgeführt werden.

2.3 Einflussfaktoren auf die Ergebnisse des Zahn-Wellens-Tests

Neben dem Abwasserscreening, das der Datensammlung diene, wurden auch Einflussfaktoren auf den Zahn-Wellens-Test untersucht, um die Sensitivität auf die Randbedingungen bzw. Testeinstellungen des Tests zu untersuchen. Als wichtige Faktoren wurden im Rahmen einer ersten Literaturrecherche die Verdünnung der Probe, die Schlammbelastung im Test und die Verwendung von adaptiertem Schlamm identifiziert (GERHARDY, 2000). Anschließend wurden Testreihen geplant, in denen die Einflussfaktoren an verschiedenen Testabwässern variiert wurden (vgl. Abschnitt 2.1.2). In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse der Zahn-Wellens-Tests für die verschiedenen Einflussfaktoren erläutert und zusammengefasst.

2.3.1 Einfluss der Ausgangskonzentration

In der Literatur wurde bisher nur von (URANO & KATO, 1986) ein Einfluss der Ausgangskonzentration auf die Abbaubarkeit dokumentiert. Sie untersuchten mit respirometrischen Batchtests die Abbaubarkeit als BSB/ThOD-Verhältnis für unterschiedliche Konzentrationen zweier Reinsubstanzen (Ethylalkohol und Benzolsulfonsäure mit Konzentrationen von je 10, 30 und 100 mg/L). In allen Ansätzen betrug der Schlamm 30% der Anfangskonzentration (gemessen als TOC), die Schlammbelastung war also in allen Versuchen gleich. Für beide Substanzen **erhöhte sich die Abbaubarkeit** bzw. das BSB/TSB-Verhältnis, also der Anteil des biologischen Sauerstoffbedarfs infolge der Atmung am theoretischen Sauerstoffbedarf, der sich laut chemischer Formel ergibt, **je niedriger die Konzentration** war. Der Unterschied war größer für die schlecht abbaubare Substanz Benzolsulfonsäure (BSB/TSB = 0,26 für 100 mg/L und 0,45 für 10 mg/L). Allerdings geben die Autoren ebenfalls an, dass die Messung des BSB mit abnehmender Konzentration größeren Unsicherheiten unterliegt. Da in der Studie ein anderer Test, der auf der Sauerstoffzehrung beruht, verwendet wurde, lassen sich die Ergebnisse nicht ohne Weiteres auf den Zahn-Wellens-Test übertragen. Eine Prüfung eines möglichen Einflusses ist aber wichtig, da nach den Vorgaben der DIN EN ISO 9888 die Testbedingungen einen bestimmten Konzentrationsbereich der Ausgangssubstanz vorschreiben, der eben notfalls durch Verdünnung einzustellen ist.

Neben der absoluten Abbaubarkeit ist auch zu erwarten, dass die Abbaukinetik durch die Konzentration ebenfalls beeinflusst wird. Eine höhere Konzentration führt demnach theoretisch zu einem schnelleren Abbau (Michaelis-Menten-Kinetik).

Im Rahmen des Abwasserscreenings wurden daher an unterschiedlichen synthetischen und realen Abwässern Versuchsreihen mit unverdünnten und verdünnten Konzentrationen durchgeführt. Die Testreihen und auch die Ergebnisse der Tests unterscheiden sich vor allem hinsichtlich der Abwasserzusammensetzung. Zunächst wurden Versuche mit Abwasser auf der Basis von **(Carboxy-)Methylcellulose** durchgeführt. Dieser Stoff zeichnet sich dadurch aus, dass es grundsätzlich abbaubar ist, der Abbau aber aufgrund der notwendigen Hydrolyse sehr langsam vonstatten geht. Die Ergebnisse dieser Abbau-tests in Form von Verlaufskurven der CSB-Konzentrationen (prozentual von der Ausgangskonzentration) sind in Bild 38 und Bild 39 dargestellt. Der refraktäre, gelöste CSB zum Ende des Tests unterscheidet sich in beiden Versuchen nur geringfügig. Da der Test durch die Vermischung mit dem Schlamm und die notwendige Bereinigung der CSB-Konzentration um den Blindwert des Schlammes eine Unsicherheit mitbringt, sind die Unterschiede nicht signifikant. Für diese beiden Versuchsreihen konnte also kein signifikanter Einfluss durch die Verdünnung festgestellt werden.

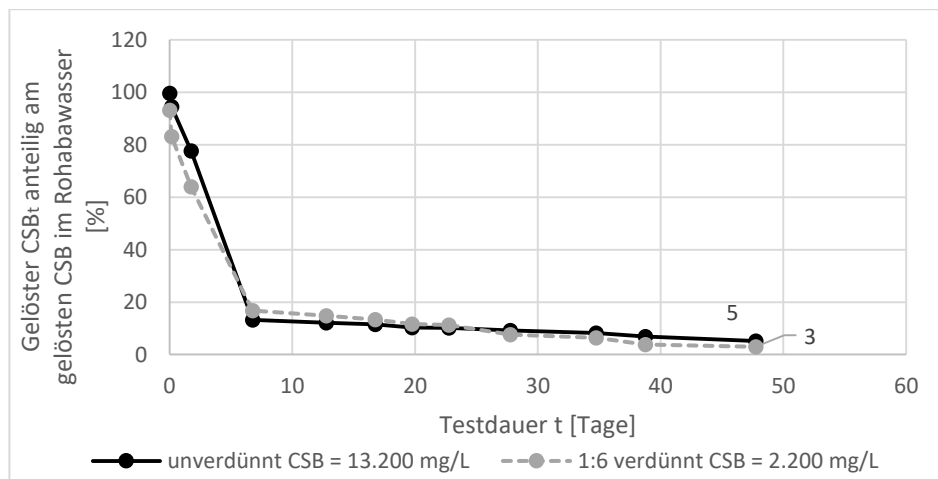


Bild 38 Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für Abwasser aus der MC- und CMC-Produktion (unverdünnt und 1:6 verdünnt, Testreihe 3)

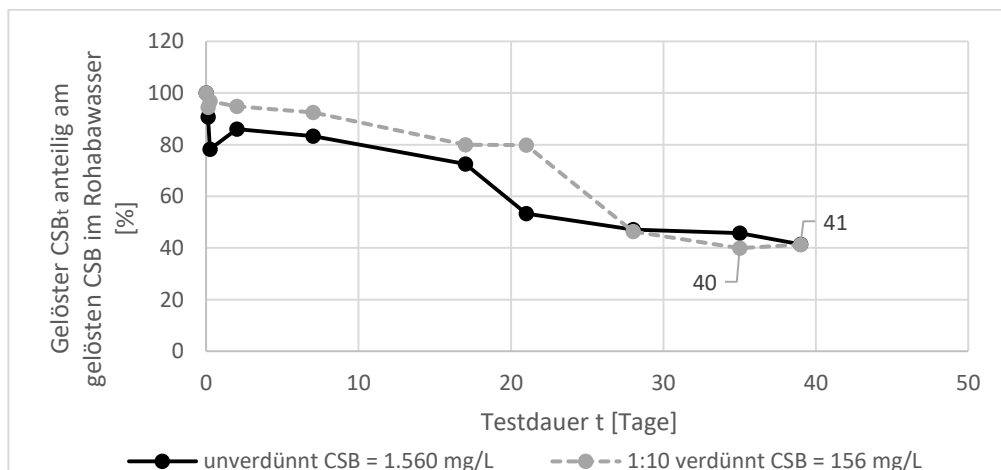


Bild 39 Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für synthetisches Methylcellulose-Abwasser (verdünntem und 1:10 verdünnt, Testreihe 4)

Dagegen zeigt die Versuchsreihe mit dem synthetischen Substrat Tannin bzw. Gerbsäure große Unterschiede bei der Abbaubarkeit für verschiedene Ausgangskonzentrationen (Bild 40). Obwohl die Verläufe der unverdünnten und 1:10 verdünnten Probe ähnlich sind, so sind die Anteile an refraktärem CSB sehr unterschiedlich. Eine Verdünnung der Probe führt zu einer Verschlechterung der Abbaubarkeit von einem Anteil des refraktären CSB von 3% auf 17% in der verdünnten Probe. Die 1:20 verdünnte Probe weist eine noch schlechtere Abbaubarkeit (refraktärer CSB von 36%) auf und zeigt auch einen verzögerten Abfall des gelösten CSB. Hier wurde allerdings auch die Schlammbelastung auf 0,1 g CSB/ g TS angepasst, um noch praktikable und dosierbare Schlammkonzentrationen zu erreichen. Diese Ergebnisse widersprechen damit deutlich denen der Versuche mit Methylcellulose, sodass hier ein Zusammenhang mit dem Substrat bestehen muss. Tatsächlich konnte (DÖRRIÉ DELGADO, 2019) in Abbauversuchen mit dem gleichen Versuchsaufbau zeigen, dass Tannin stark an den Schlamm adsorbiert wird und somit nicht in der gelösten Phase messbar ist. Dies stimmt gemäß (DÖRRIÉ DELGADO, 2019) auch mit vielen Berichten aus der Literatur überein. Höhere Konzentrationen (unverdünnte Probe) und höhere Schlammbelastungen (unverdünnte und 1:10 verdünnte Probe) führen demnach zu einer Erhöhung der Adsorption des Tannins an den Belebtschlamm. Dass es sich um Adsorption handelt, kann durch den starken Abfall des gelösten CSB innerhalb der ersten 3 h gesehen werden. Dieser war größer, je besser die vermeintliche Abbaubarkeit war. Es ist also anzunehmen, dass es für Tannin zu starken Beeinflussungen durch Adsorption kommt, die die Ergebnisse der Abbaubarkeit verfälschen. Für stark adsorbierende Substanzen wie Tannin wäre also die Wahl einer geringeren Konzentration und Schlammbelastung also zu empfehlen, um die Einflüsse aus der Adsorption zu minimieren.

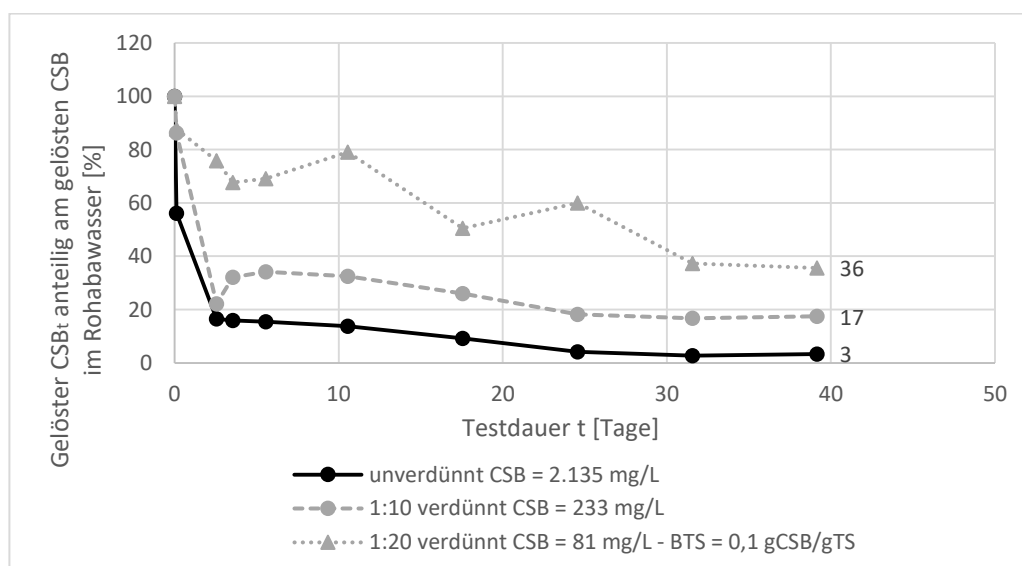


Bild 40 Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für synthetisches Tannin-Abwasser (unverdünnt, 1:10 verdünnt, 1:20 verdünnt, Testreihe 6)

In der letzten Versuchsreihe wurden 2 verschiedene Konzentrationen eines realen Industrieabwassers aus der Kaffeeverarbeitung untersucht (unverdünnt und 1:10 verdünnt). Dargestellt sind wieder die Verläufe der gelösten CSB-Konzentration bezogen auf die Ausgangskonzentration (Bild 41). Anders als in den anderen Versuchen wurde hier aber nicht der absolut minimale Blindwert aus dem Schlamm herangezogen, um die Konzentrationen im Abwasser zu berechnen, sondern der tagesaktuelle Wert aus dem Schlamm. Auf die Berechnung des refraktären CSB zum Ende des Tests hatte dies keine Auswirkungen, da sich zu diesem Zeitpunkt auch der Blindwert aus dem Schlamm auf dem Minimum befindet. Diese Berechnungsmethode dient also der besseren Darstellung der Verlaufskurve. Bei dem verwendeten Schlamm handelte es sich um adaptierten MBR-Schlamm aus der industriellen Kläranlage. Trotz

der vorgeschriebenen Vorbehandlung (Belüftung für 24 h) des Schlammes kam es im Verlauf des Tests zu starken Schwankungen im gelösten CSB des Schlammes, was auf eine starke Rücklösung bzw. Freisetzung von Stoffen aus dem Schlamm hindeutet. Diese Freisetzung von organischen Stoffen ist am 40. Tag des Versuchs signifikant und übersteigt sogar die Anfangskonzentration im Schlamm. Auch die mit Abwasser und Schlamm vermischten Reaktoren zeigen an diesem Tag einen Anstieg im gelösten CSB. Wie auch in der Versuchsreihe mit Tannin weist die verdünnte Abwasserprobe eine geringere Abbaubarkeit (refraktärer Anteil am gelösten CSB 52%) auf als die unverdünnte Probe (31%). Und auch das durchweg höhere Niveau der CSB-Konzentration in der verdünnten Probe lässt die Vermutung zu, dass auch hier Einflüsse aus der Adsorption an den Schlamm eine Rolle spielen, da der initiale Abfall nach 3h nur in der unverdünnten Probe beobachtet werden konnte.

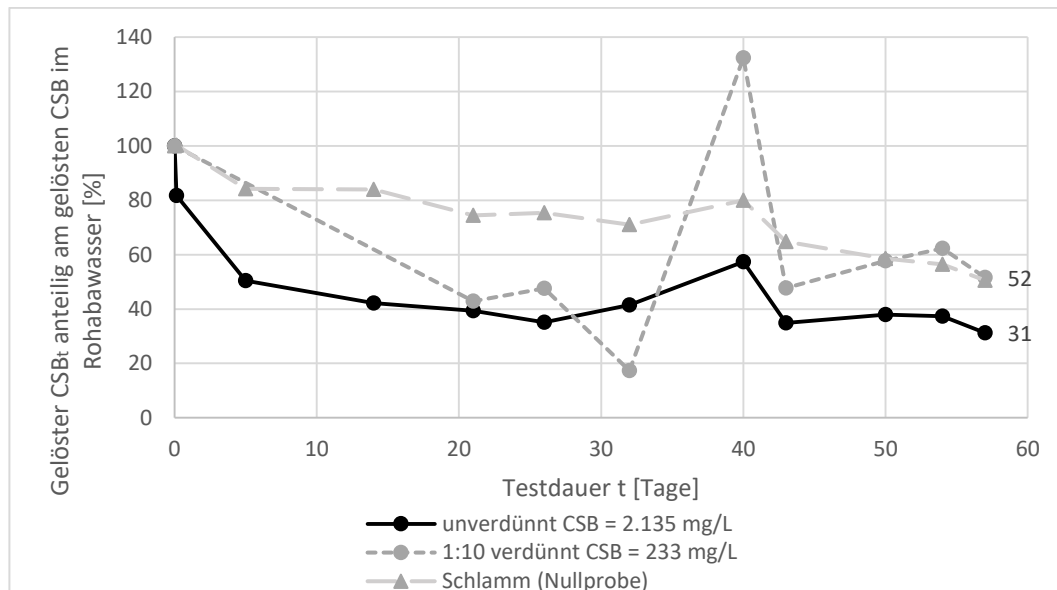


Bild 41 Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für Abwasser aus der Kaffeeverarbeitung (unverdünnt, 1:10 verdünnt, Nullprobe des Schlammes, Testreihe 9)

Zusammenfassend konnte in diesen Versuchen nicht gezeigt werden, dass die Verdünnung – unter Beibehaltung einer vergleichbaren Schlammbelastung – grundsätzlich zu Unterschieden in der Abbaubarkeit führt. Vielmehr sind die Ergebnisse des Zahn-Wellens-Tests stark von der Adsorption des Substrats an den Schlamm abhängig. Die Adsorption ist wiederum abhängig von den Stoffeigenschaften (Ladung) und der Ausgangskonzentration. Da in den jetzigen Testeinstellungen nach DIN-Norm die Adsorption nur bei der Berechnung der Abbaubarkeit (als Bezugsgröße wird der 3h-Wert herangezogen), nicht aber bei der Angabe der Konzentration an refraktärem CSB berücksichtigt wird, sollte dies weiter untersucht werden und möglicherweise angepasst werden.

2.3.2 Einfluss der Schlammadaption

Ein mögliches Problem bei der Durchführung von Zahn-Wellens-Tests kann die Verfügbarkeit von adaptiertem Schlamm darstellen. Als Empfehlung wird daher im Allgemeinen angegeben, möglichst adaptierten Schlamm oder – falls nicht verfügbar – eine möglichst diverse Schlammzusammensetzung durch die Mischung verschiedener Schlämme zu verwenden. In Versuchen von (GERHARDY, 2000) mit Textilabwasser und verschiedenen Schlämmen wurde festgestellt, dass der verwendete Schlamm einen Einfluss auf den refraktären, gelösten CSB hat. Ein im Mittel 20% niedrigerer refraktärer CSB wurde erreicht, wenn ein adaptierter Schlamm verwendet wurde. Im Rahmen dieses Projektes wurde der Einfluss der Schlammadaption an einem Industrieabwasser, das aus der Produktion von Methylcellulose

stammt, getestet. Der Produktionsstandort verfügt über eine eigene biologische Abwasserbehandlung mit einer zweistufigen Biologie. Der adaptierte Industrieschlamm wurde aus der ersten Hochlast-Stufe entnommen, der kommunale Klärschlamm wurde aus der Kläranlage Herrenhausen entnommen. Die Ergebnisse des Versuchs, die in Bild 42 dargestellt sind, zeigen eine deutlich schnellere Abnahme der gelösten CSB-Konzentration im Ansatz mit adaptiertem Schlamm.

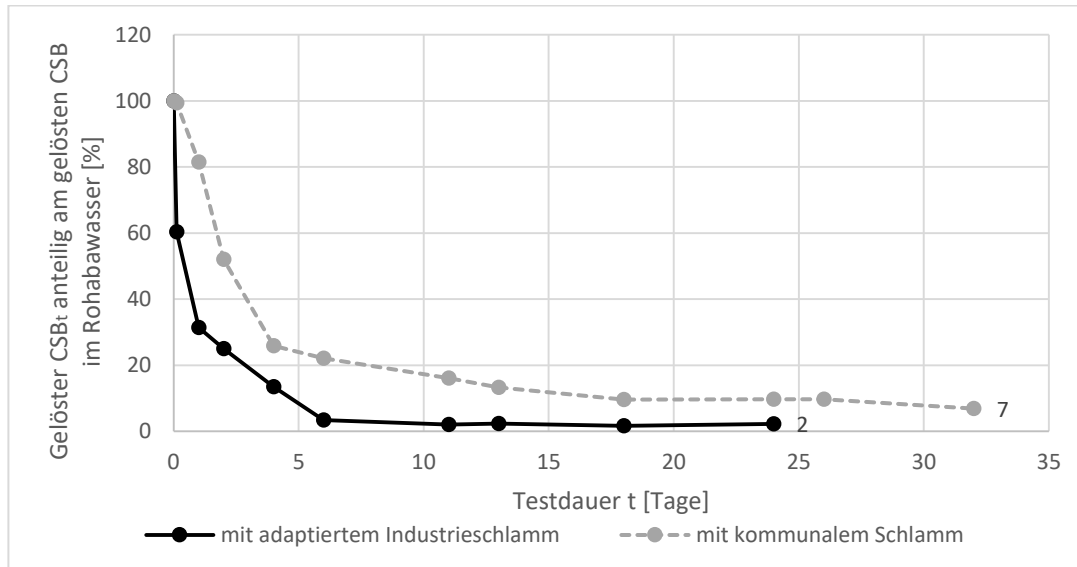


Bild 42 Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für Abwasser aus der Methylcelluloseproduktion (adaptierter Schlamm, kommunaler Schlamm, Testreihe 8)

Bereits nach 6 Tagen ist die CSB-Konzentration auf einem stabilen Niveau. Dagegen benötigt der Ansatz mit kommunalem Schlamm über 30 Tage, und ist auch dann noch auf einem höheren Niveau. Mit 7 bzw. 2 % für den kommunalen bzw. adaptierten sind beide Werte zwar gering, und es bestünde die Möglichkeit, dass im Ansatz mit kommunalem Schlamm bei längerer Versuchsdauer auch noch ein weiterer Abbau stattfinden könnte. Dennoch kann festgehalten werden, dass der refraktäre CSB im Ansatz mit adaptiertem Schlamm **um mehr als 70% geringer** ist als im kommunalen Schlamm und zudem wesentlich schneller erreicht ist. Wenn aber die Versuchsdauer von 28 Tagen für nicht adaptierte Schlämme nicht ausreicht, um die abbaubaren Inhaltsstoffe vollständig abzubauen, so stellt sich ganz allgemein die Frage, wie viel Bedeutung der Versuchsdauer beigelegt werden sollte. Je länger der Test jedoch dauert, desto mehr wird der ermittelte refraktäre CSB nicht mehr mit den Bedingungen in einer konventionellen Belebung vergleichbar.

2.3.3 Einfluss der Schlammbelastung

Einer der wichtigsten Modifikationen des Zahn-Wellens-Tests nach der ISAH-Methode ist die Berücksichtigung der Schlammbelastung im Test. (GERHARDY, 2000), die auf diese Modifikation ausführlich eingeht, nennt als Grund dafür die Adaption des Schlammes an die Schlammbelastung, die dieser in der großtechnischen Anlage gewöhnt ist.

Ein weiterer möglicher Einfluss ist der Schlammbelastung, der auch aus dem Betrieb von zweistufigen biologischen Behandlungsanlagen bekannt ist. Dort herrscht in der zweiten Stufe eine geringere Schlammbelastung, was mit einem weitergehenden Abbau korreliert. Eine erhöhte Schlammbelastung führt im Allgemeinen zu einer Erhöhung der Schlammproduktion. Neben den partikulären Schlammflocken findet dabei auch eine **erhöhte SMP-Produktion** statt (CHUDOKA, 1985). Die Differenzierung von

SMP und dem initialen refraktären CSB ist in der Literatur allgemein anerkannt, im Vorgehen nach DIN EN ISO 9888 gibt es aber bisher keine Berücksichtigung der substratabhängigen SMP-Produktion.

Für die Anwendung des Zahn-Wellens-Tests ist die Frage des Einflusses der Schlammbelastung wichtig, da im Verfahren nach DIN EN ISO 9888 keine bewusste Einstellung der Schlammbelastung erfolgt, sondern diese sich aus den eingestellten Konzentrationen ergibt, die wiederum innerhalb gewisser Grenzen frei wählbar ist.

Grundsätzlich unterscheidet sich aber die Schlammbelastung von kontinuierlichen und im Batch betriebenen Reaktoren. Im Batchbetrieb ändert sich die Schlammbelastung dynamisch mit dem Fortschritt der Versuchsdauer und die initiale Schlammbelastung stellt die *einmalige* Belastung mit Substrat dar. Im kontinuierlichen Betrieb handelt es sich um die kontinuierliche, tägliche Belastung (z.B. 0,5 g CSB / (g TS * d)). Beide Systeme lassen sich also nicht direkt miteinander vergleichen.

Für alle durchgeführten Versuche (auch die des Abwasserscreenings) wurde eine Schlammbelastung von 0,5 g CSB/ g TS zu Beginn des Tests eingestellt. Dies entspricht einer mittleren Schlammbelastung, wie sie in einstufigen Verfahren mit N-Elimination üblich ist. Die Ergebnisse der ersten Versuchsreihe mit Tannin wurde bereits in Abschnitt 2.3.1 dargestellt und beschrieben. In Bild 43 sind nochmals die Kurven für die beiden Versuche mit niedriger und mittlerer Schlammbelastung dargestellt. Es sollte dabei jedoch beachtet werden, dass die Verdünnungsfaktoren beider Abwässer unterschiedlich waren und dies zu einer unterschiedlichen Adsorption des Tannins an den Schlamm führt. Für diesen Ansatz kann also aufgrund des starken Adsorptionseffekts keine Aussage über den Einfluss der Schlammbelastung getroffen werden. Unabhängig vom Ergebnis des refraktären CSB erkennt man deutliche Schwankungen im Verlauf der CSB-Konzentration für den Versuchsansatz mit niedriger Schlammbelastung. Das kann darauf zurückgeführt werden, dass bei einer niedrigen Schlammbelastung der Anteil des CSB aus dem Schlamm höher ist und somit Schwankungen im CSB des Schlammes (aufgrund von Rücklösungen und Zelllyse) stärker ins Gewicht fallen.

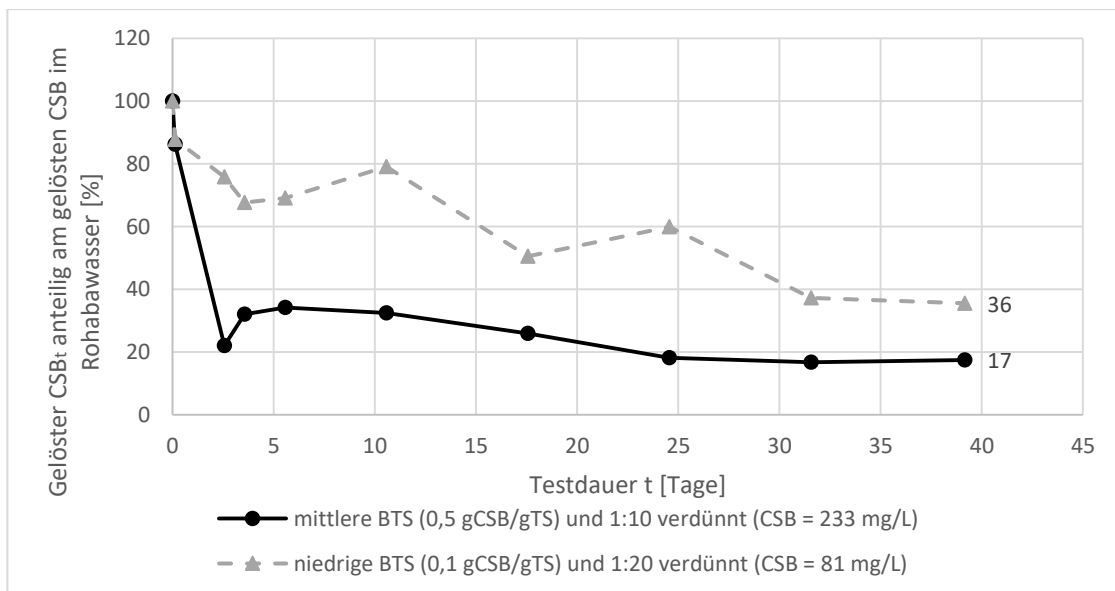


Bild 43 Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für synthetisches Tannin-Abwasser (mittlere, niedrige Schlammbelastung B_{TS} , Testreihe 6)

Da in der ersten Versuchsreihe die Verfälschungen durch die Adsorption keine eindeutige Aussage erlaubten, wurde eine weitere Versuchsreihe mit realem Industrieabwasser aus der Kaffeeverarbeitung durchgeführt. Dabei wurden eine hohe, mittlere und niedrige Schlammbelastung mit gleichbleibender

Ausgangskonzentration (unverdünnt) eingestellt. Die Ergebnisse sind in Bild 44 dargestellt. Während die Ansätze mit einer hohen und mittleren Schlammbelastung weitestgehend einen ähnlichen Verlauf aufweisen und auch die Anteile des refraktären CSB mit 31 und 34% sich nur geringfügig unterscheiden, zeigt die niedrige Schlammbelastung große Schwankungen in der CSB-Konzentration auf. Hier führte demnach auch, wie in der ersten Versuchsreihe mit Tannin, die niedrige Schlammbelastung zu einem höheren Anteil des CSB aus dem Schlamm, sodass Schwankungen im CSB-Gehalt des Schlammes sich auch im „bereinigten“ Verlauf des Abwassers stark niederschlagen.

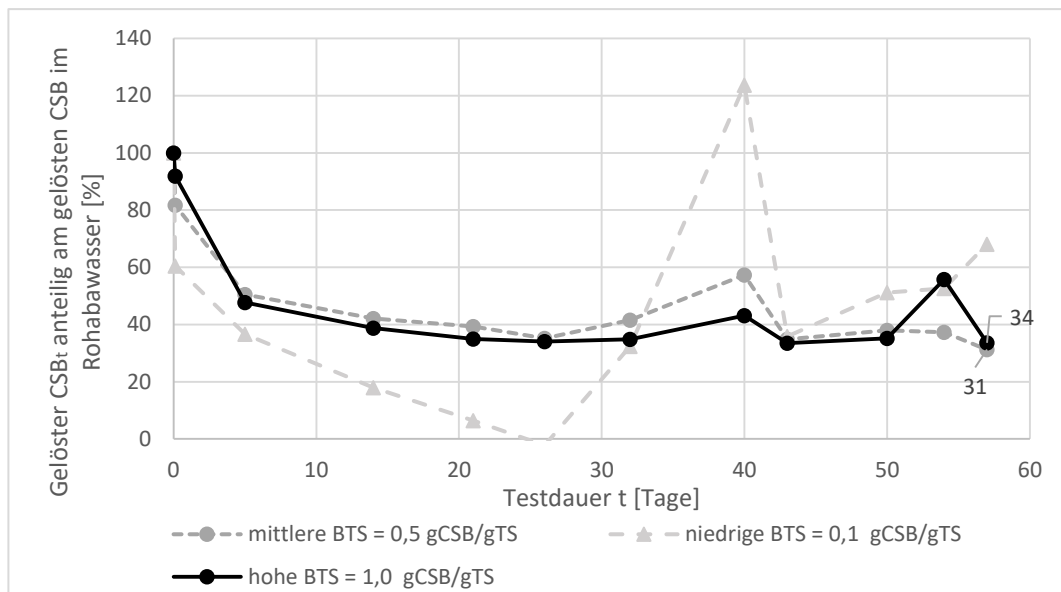


Bild 44 Prozentualer Rest-CSB während des Zahn-Wellens-Tests für Abwasser aus der Kaffeeverarbeitung (hohe, mittlere, niedrige Schlammbelastung B_{TS} , Testreihe 9)

Zusammenfassend lässt sich kein eindeutiger Einfluss der Schlammbelastung auf die Abbaubarkeit feststellen. Die zuvor erwähnte SMP-Produktion ist wahrscheinlich nur für Systeme entscheidend, in denen es zu einem starken Biomassewachstum kommt, wie es in BSB5-Tests von in (CHUDOKA, 1985) der Fall war. Im Zahn-Wellens-Test kommt es aufgrund der wesentlich geringeren Schlammbelastung zu einer vernachlässigbaren Überschussschlammproduktion, wodurch die substratabhängigen SMP vernachlässigbar sind. Es sollte aber beachtet werden, dass niedrige Schlammbelastungen von 0,1 g CSB/ g TS zu unzuverlässigen Ergebnissen führen, da der Anteil aus dem Schlamm größer wird und sich Schwankungen im CSB des Schlammes stärker niederschlagen.

2.4 Abhängigkeit des CSB/TOC-Verhältnisses vom Abbaugrad

Theoretisch sollte das CSB/TOC-Verhältnis sich mit fortschreitendem Abbau verringern, da der Energiegehalt (Oxidationsgrad) abnimmt. Dieser Zusammenhang ist in den hier durchgeführten Zahn-Wellens-Tests wie in Bild 45 als Trend grundsätzlich erkennbar. Für die Testreihen # 2 und # 4 mit synthetischem Abwasser, dessen CSB zu 78% aus Natriumacetat rührte, sollte theoretisch zu Beginn des Tests stöchiometrisch ein CSB/TOC-Verhältnis von 2,67 vorherrschen. Dies spiegelt sich in den Tests mit niedriger und mittlerer Konzentration wider. Abhängig vom Substrat kam es im Verlauf des Abbaus in den meisten Tests zu Schwankungen im S_{CSB}/DOC -Verhältnis mit einer auffälligen Erhöhung bei einem Abbau von ca. 80 %. Diese temporäre Steigerung könnte durch den Biomassezerfall verursacht sein, der bei Zahn-Wellens-Tests aufgrund der hohen Biomassekonzentration einen großen Einfluss

hat. So zeigten die synthetischen Abwässer, die CMC enthielten (Batch # 2 und 4), einen auffälligen Wiederanstieg des Verhältnisses nach einem Abbaugrad von 70 %. Noch stärkeren Schwankungen waren die chemischen Abwässer aus der CMC- und MC-Produktion unterworfen (Batch # 3, nicht dargestellt), bei denen das rechnerische S_{CSB}/DOC -Verhältnis während des Batchtests auf bis zu 22 stieg, bevor es am Ende des Tests auf 2,7 bzw. 3,4 sank. Der DOC unterlag dabei stärkeren Schwankungen, was sich an teilweise großen Abweichungen des tatsächlichen Ausgangswertes und dem errechneten theoretischen Ausgangswert nach der Mischung von Abwasser und Schlamm zeigte. Aus diesem Grund wurde für die Auswertung der Zahn-Wellens-Tests weiterhin der Parameter CSB verwendet.

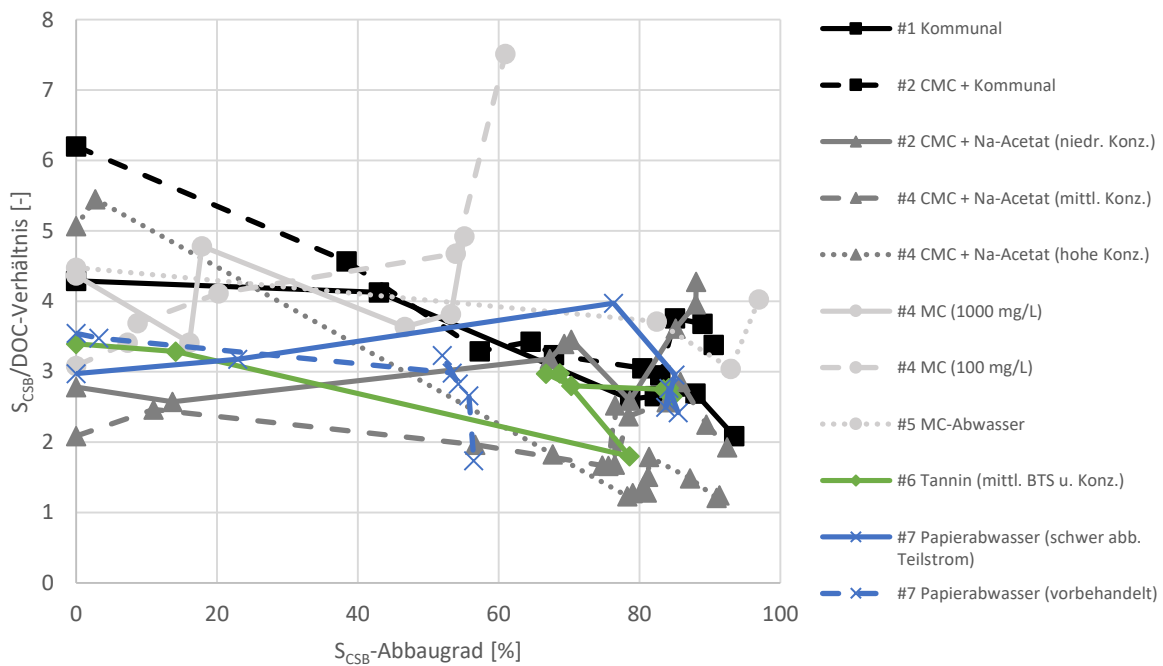


Bild 45 S_{CSB}/DOC -Verhältnis in Abhängigkeit vom CSB-Abbaugrad ausgewählter, durchgeführter Zahn-Wellens-Tests.

3 Einflussfaktoren auf den weitergehenden Abbau eines synthetischen Abwassers (kontinuierliche Versuche)

3.1 Material und Methoden

3.1.1 Versuchskonzept

Anhand von Überlegungen, welche Bedingungen in der Deckschicht von Membranbioreaktoren einen positiven Effekt auf den biologischen Abbau haben können, werden daraus Einflussfaktoren beziehungsweise steuerbare Betriebsbedingungen:

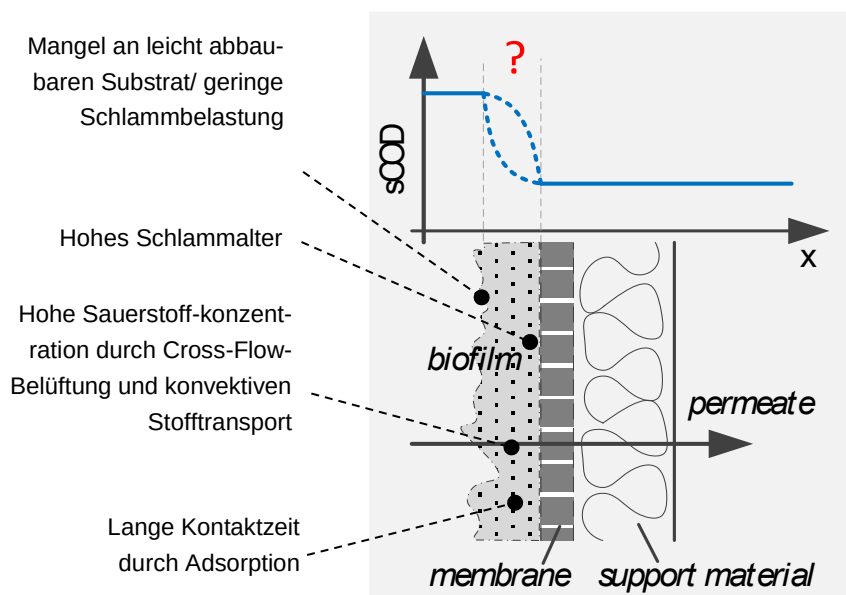


Bild 46 Querschnitt durch die Deckschicht und Membran in MBR und mögliche Ursachen für den weitergehenden Abbau in der Deckschicht

- 1) **Einfluss des Schlammalters:** Vorteilhaft ist zum einen die sessile Lebensweise der Mikroorganismen auf der Membran, aber auch der suspendierten Mikroorganismen im MBR, die im Vergleich zu konventionellen Belevungsverfahren ein hohes Schlammalter besitzen. Dieses wiederum erlaubt auch die Anreicherung von Mikroorganismen, die sich auf schwer abbaubare Substrate spezialisiert haben, als auch das Entstehen einer vielfältigen Biozönose, die symbiotische Lebensgemeinschaften beinhalten, also den Abbau von Substraten über mehrere Metaboliten und viele beteiligte Mikroorganismen begünstigt.
- 2) **Einfluss der Schlammbelastung bzw. der Verfügbarkeit leicht abbaubarer Substanzen:** Wenn das Abwasser auf die Membran trifft, sind die (leicht) abbaubaren Stoffe durch die suspendierte Biomasse im Belevungsbecken bereits zum größten Teil abgebaut. Die geringe Konzentration an gelöstem CSB, der sich aus inerten Stoffen aus dem originären Abwasser und aus langsam abbaubaren Biopolymeren zusammensetzt, führt zu einer niedrigen Schlammbelastung, wie sie zum Beispiel auch in mehrstufigen Belevungsanlagen zu finden ist. Das Fehlen leicht abbaubarer Substrate führt zu einer Selektion der Mikroorganismen, die auf die schlecht abbaubaren Substrate spezialisiert sind.
- 3) **Einfluss der Sauerstoffversorgung:** Sauerstoff ist für aerobe Abbauvorgänge unverzichtbar, und der Zusammenhang zwischen Aktivität und Sauerstoff ist durch die Monod-Kinetik be-

schrieben. Eine verbesserte Sauerstoffversorgung könnte auch für den Abbau schwerst abbaubarer Substrate aufgrund einer schnelleren Abbaukinetik vorteilhaft sein. In der Deckschicht von MBR herrschen dafür ideale Bedingungen, denn durch die oft eingesetzte Cross-Flow-Belüftung wird die Membran zusätzlich belüftet. Im Gegensatz zu konventionellen Biofilmverfahren, die aufgrund der Diffusionsgeschwindigkeit einen limitierten Sauerstoffeintrag in das Innere aufweisen, wird der Sauerstoff im konvektiven Stofftransport durch die Deckschicht und die Membran eingetragen.

- 4) **Einfluss der hydraulischen Aufenthaltszeit bzw. Kontaktzeit:** Diverse Studien konnten zeigen, dass gelöste Stoffe, die eigentlich die Membran in MBR aufgrund ihrer geringen Molekülgröße passieren können, durch die Deckschicht zunächst zurückgehalten werden können. Die Deckschicht fungiert als sekundäre, dynamische Membran (vgl. Abschnitt 1.4). Die zurückgehaltenen Stoffe haben so eine lange Kontaktzeit mit dem Biofilm.

Da diese Einflussfaktoren in der Deckschicht von MBR alle gleichzeitig auftreten, ist es schwierig zu bewerten, welcher dieser Faktoren tatsächlich einen Effekt hat und wenn ja, wie relevant dieser ist.

Aus diesem Grund werden die Einflussfaktoren möglichst in einzelnen Reaktoren abgebildet. Der Vergleich der Reaktoren erlaubt dann die Quantifizierung jedes einzelnen Effekts. Die Verknüpfung von Einflussfaktor(en) und Reaktor ist in Tabelle 32 dargestellt. Eine genaue Beschreibung des Versuchsaufbaus aller Reaktoren ist in Abschnitt 3.1.3 gegeben.

Tabelle 32 Verknüpfung der Reaktoren und zu untersuchenden Einflussfaktoren für die kontinuierlichen Laborversuche

Reaktor	Einflussfaktor	geringe Schlammbelastung	hohes Schlammalter	gute Sauerstoffversorgung	lange hydraulische Aufenthaltszeit
Sequencing-Batch-Reaktor (SBR)		✓			✓
Festbett-Biofilm-Reaktor (FBBR)		✓	✓		Variation
Membranbelüfteter Biofilmreaktor (MBBR)		✓	✓	✓	✓
MBBR-Referenz mit Belüfterstein		✓	✓		✓

3.1.2 Zulaufcharakteristik

Der erste Einflussfaktor – eine geringe Schlammbelastung – wird unmittelbar von der Abwassercharakteristik und deren Dosierung beeinflusst. Um über die Zulaufcharakteristik eine möglichst große Kontrolle zu haben und sie bei Bedarf anpassen zu können, wird ein synthetisches Abwasser hergestellt. Da als Standort der Versuche nicht, wie ursprünglich geplant, der Industriepark Merck (Gernsheim), sondern Hannover geplant ist, steht kein leicht verfügbares, industrielles Abwasser zur Verfügung. Somit konnte die Auswahl des synthetischen Abwassers bzw. des Hauptbestandteils an folgenden Kriterien orientiert werden:

- 1) Schwer abbaubarer Stoff, aber nicht toxisch
- 2) Relevanter Stoff und relevante Branche in der deutschen Industrie, der in bedeutsamen Konzentrationen im Abwasser vorkommt

3) CSB und TOC fehlerfrei messbar¹⁷

Als Ergebnis einer umfangreichen Literaturstudie wird **Methylcellulose** als Hauptbestandteil des synthetischen Abwassers ausgewählt. Methylcellulose ist ein synthetisch hergestellter Celluloseether mit unterschiedlichem Polymerisations- und Substitutionsgrad. Die sich wiederholende Einheit der chemischen Struktur ist in Bild 47 dargestellt. Dabei sind einige Hydroxylgruppen durch Methylgruppen ($-\text{CH}_3$) substituiert.

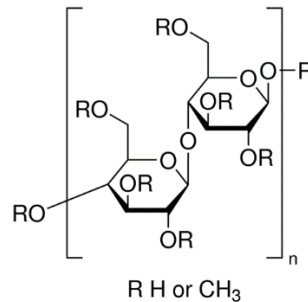


Bild 47 Strukturformel der wiederkehrenden Einheit von Methylcellulose (Quelle: sigmaaldrich.com)

Je nach Polymerisationsgrad gibt es verschiedene Produktvarianten mit geringer, mittlerer und hoher Viskosität. Im Rahmen der Versuche wird das Produkt Methocel A15 LV des Herstellers Dow Chemicals verwendet, das eine geringe Viskosität von 10 bis 25 mPa*s und einen Substitutionsgrad von ca. 30% aufweist. Der hohe Reinheitsgrad erlaubt die pharmazeutische Anwendung. Aus der Literatur ist bekannt, dass Methylcellulose je nach Substitutions- und Polymerisationsgrad durch Belebtschlamm langsam abgebaut werden kann. In radiomarkierten Tracerversuchen konnte nachgewiesen werden, dass 75% der ursprünglichen Methylcellulose zu CO_2 umgewandelt wird und 96% der Originalsubstanz in 20 Tagen abgebaut werden können (BLANCHARD u. a., 1976).

Größter Abnehmer für Methylcellulose ist die Bauindustrie, in der es als Bindemittel u.a. in Fugenkleber, Mörtel, Putz verwendet wird. Aufgrund seiner wasserbindenden Eigenschaften, der temperaturbedingten Gelbildung, Filmbildung, Oberflächenaktivität (bzw. Schaumbildung) und seiner Unbedenklichkeit und guten Verträglichkeit wird es daneben auch in der Lebensmittelindustrie und in der pharmazeutischen Industrie verwendet. Es wird u.a. an den Produktionsstandorten Bomlitz (Niedersachsen) und Bitterfeld-Wolfen (Sachsen) von Dow produziert.

Eine Methylcellulose-Stammlösung mit einer Konzentration von 20 g/L wird aus dem Pulver angerührt und zum Abwasser dosiert, sodass sich eine Endkonzentration von 50 mg/L Methylcellulose im synthetischen Abwasser ergeben. Dies entspricht nach eigenen Vorversuchen, in denen der CSB-Gehalt der Methylcellulose zu 1,3 g CSB/ g MC bestimmt wurde (WOLTERS, 2019), einer CSB-Konzentration von rechnerisch 67 mg/L.

Als Basis des synthetischen Abwassers wird der Ablauf der Nachklärung der kommunalen Kläranlage Herrenhausen mit einem mittleren gelösten CSB von 30 bis 40 mg/L verwendet. Das hat den Vorteil, dass – zu einem gewissen Teil – Mikronährstoffe und weitere nicht oder nur schlecht abbaubare Stoffe bereits vorhanden sind. Zusammen mit der Methylcellulose ergibt sich eine CSB-Konzentration von 90 ± 10 mg/L. Da alle Inhaltsstoffe gelöst vorliegen und der Ablauf der Nachklärung vor dem Befüllen in die Vorlage auch tuchfiltriert wird, entspricht dies auch dem gelösten CSB.

¹⁷ Einige Substanzen können mit gängigen CSB-Küvettestests nicht vollständig aufgeschlossen werden, u.A. Betain (Trautmann, 2015).

Eine Analyse des CSB:NH₄-N:P-Verhältnisses im Ablauf der kommunalen Kläranlage zeigt mit 111:0,2:1 einen deutlichen Stickstoffmangel auf. Daneben ist auch zu erwarten, dass andere Mikronährstoffe für den Abbau der zudosierten Methylcellulose nicht ausreichen. Daher werden dem Abwasser auch Nährsalze in Form einer konzentrierten **Nährstofflösung** zugegeben, deren Bestandteile in Tabelle 33 aufgelistet sind.

Tabelle 33 Nährstoffkonzentrationen der 400-fach konzentrierten Stammlösung für die benötigten Elemente und verwendete Nährstoffquellen (ausgewählt nach Vorversuchen durch (MOTHUWAL, 2019))

Element	Präparat	Konzentration des Präparats in der Nährlösung [g/L]
Stickstoff	NH ₄ Cl	5,82
Phosphor	Na ₂ HPO ₄	1,162
Natrium		
Kalium	KCl	0,241
Calcium	CaCO ₃	0,158
Magnesium	MgCl ₂	0,249
Eisen	FeCl ₃	0,073

Die Zusammensetzung und Konzentration des synthetischen Abwassers werden in der Phase 1 konstant gehalten. In einer anschließenden Phase 2 wird zusätzlich das leicht abbaubare Substrat **Glucose** mit einer Endkonzentration von 47 mg/L Glucose dosiert, was einer CSB-Konzentration von 50 mg/L aus der Glucose im synthetischen Abwasser entspricht. Die Gesamtkonzentration beträgt dann 140 ± 10 mg/L CSB. In dieser Phase wurde die Nährstoffzugabe verdoppelt.

Dies soll zeigen, ob die zusätzliche Gabe von leicht abbaubarem Substrat den Abbau des schwer abbaubaren Substrats hemmt (Substratkonkurrenz), fördert (Co-Metabolismus), oder nicht beeinträchtigt. In einer letzten Versuchsphase wird die Dosierung von Glucose wieder eingestellt, da in dieser Phase andere Parameter (hydraulische Aufenthaltszeit) variiert werden.

Insgesamt ergibt sich folgende Abwassercharakteristik für die Phasen 1 und 3 (nur Methylcellulose) und Phase 2 (Methylcellulose und Glucose) nach Tabelle 34.

Tabelle 34 Abwassercharakteristik des verwendeten Abwassers (Mischung kommunaler Ablauf und synthetische Stoffe)

Parameter	Konzentrationen [mg/L]	
	Phase 1 & 3	Phase 2
CSB _{Gesamt}	90 ± 10	140 ± 10
CSB _{filtriert}	90 ± 10	140 ± 10
Methylcellulose	50	50
Glucose	-	47
NH ₄ -N	3,81	7,61
PO ₄ -P	0,63	1,26
K ⁺	0,31	0,62
Na ⁺	0,94	1,88
Cl ⁻	10,51	21,02
Mg ²⁺	0,16	0,32
Fe ³⁺	0,063	0,13
Ca ²⁺	0,16	0,32
SO ₄	123,5	123,5

3.1.3 Versuchsaufbau

Gemäß Versuchskonzept werden die Einflussfaktoren Schlammbelastung, Schlammalter, Sauerstoffversorgung und hydraulische Aufenthaltszeit durch den Betrieb unterschiedlicher Reaktortypen untersucht. Das Fließschema aller Reaktoren ist in Bild 48 dargestellt.

Der Vorlagebehälter speist alle Reaktoren mit demselben synthetischen Abwasser. Dort werden alle Komponenten des synthetischen Abwassers (Ablauf Nachklärung, Methylcellulose, Nährlösung, Glucose in Phase 2) direkt vermischt. Um einen vorzeitigen Abbau im Vorlagebehälter zu verhindern, wird der Ablauf der Nachklärung mit einem Tuchfilter der Porengröße 25 µm filtriert (um die verbliebene Biomasse abzutrennen) und der Vorlagebehälter auf 8 bis 12°C mit einem Umlaufthermostat gekühlt. Die durchschnittliche Aufenthaltszeit im Vorlagebehälter beträgt 3 bis 4 Tage.

Ein einfacher **Sequencing-Batch-Reaktor** (SBR) mit einem Volumen von 10 L und einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 1 d (entsprechender Durchfluss $Q = 10 \text{ L/d}$) soll ein konventionelles Belebungsverfahren darstellen, das aber mit einer geringen Schlammbelastung betrieben wird. Der SBR wird mit einer Anzahl von 4 Zyklen á 6 Stunden pro Tag betrieben, was einem Durchfluss von 2,5 L/Zyklus entspricht. Die Animpfung erfolgt mit 2,5 L kommunalem Belebtschlamm der Kläranlage Herrenhausen. Die Absetzzeit wird während der Inbetriebnahme auf 1 Stunde festgelegt, da es zu Beginn zu Schlammabtrieb kam und die Hoffnung einer längeren Absetzzeit darin bestand, den Schlamm effektiver im Reaktor zu halten. Zusätzlich wurde nach kurzer Zeit auch ein Nachklärbehälter nachgeschaltet, der als Schlammfang fungierte, um Ereignisse mit starkem Schlammabtrieb zu erkennen und notfalls den Schlamm zurückleiten zu können. Dies wurde aber nicht regelmäßig durchgeführt. An die Ruhephase schließt sich eine halbstündige Leerphase an, die den Reaktorinhalt bis zu einem festgelegten Volumen von 7,5 L abpumpt. Darauf folgt die 4,5-stündige Füllphase mit gleichzeitiger Befüllung und Belüftung.

Die Steuerung der Zyklen erfolgt mit einer Speicherprogrammierbaren Steuerung (SPS). Die Temperatur im Reaktor wird mit einem Umlaufthermostat bei 25 °C konstant gehalten. Alle Bemessungsdaten und ein schematischer Aufbau des SBR sind in Bild 49 und Tabelle 35 zu sehen.

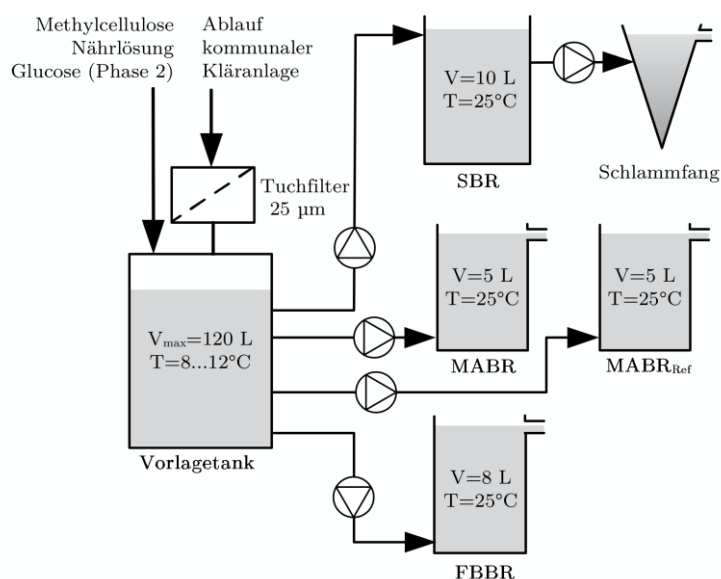


Bild 48 Fließschema der Reaktoren für die kontinuierlichen Versuche mit synthetischem Abwasser

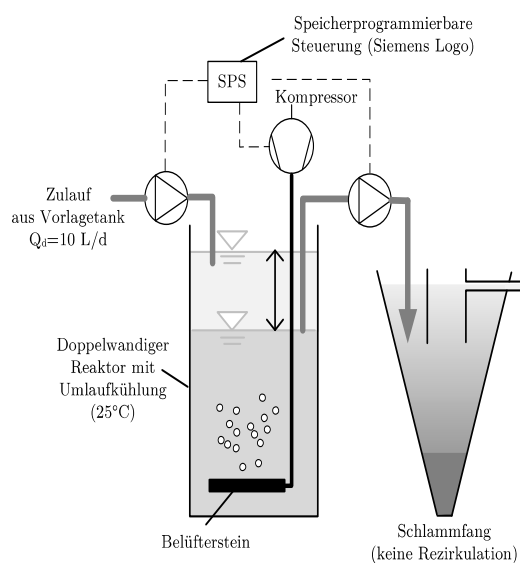


Bild 49 Versuchsaufbau des SBR

Parameter	Wert
Volumen	10 L
Durchfluss	10 L/d
hydr. Aufenthaltszeit	1 d
Schlammbelastung	0,09 g CSB/ (g TS*d)
TS-Gehalt (t=0)	0,9 g TS/L
Füllphase	4,5 h
Absetzphase	1 h
Leerphase	0,5 h

Tabelle 35 Bemessungsdaten des SBR

Nachdem der SBR erfolgreich in Betrieb genommen ist, wird der **Membranbelüftete Biofilmreaktor (MBBR)** und ein **Referenzreaktor (MBBR-Ref)** mit einer konventionellen Belüftung in Betrieb genommen. Beide haben ein Volumen von je 5 L und eine hydraulische Aufenthaltszeit von 1 d. Das verringerte Volumen wird vor allem aus logistischen Gründen gewählt, damit der Aufwand für die Beschaffung und Speicherung des synthetischen Abwassers begrenzt wird.

Im Vorfeld wird dafür zunächst im Rahmen einer Masterarbeit eine passende Membran für die Sauerstoffversorgung ausgewählt (TAN, 2018). Basierend auf den **Belüfterversuchen**, die in Abschnitt 3.1.6

näher erläutert werden, wird als Material ein Silikonschlauch des Herstellers Lindemann Silikon mit einer möglichst geringen Wandstärke von 0,4 mm, einem Innendurchmesser von 3 mm und einer Länge von 7,5m ausgewählt (Bild 50a). Das Material scheint nach den Belüfterversuchen vielversprechend, da auch der Hersteller OxyMem für seine MBBR-Module eine porenfreie und gaspermeable Hohlfaser-membran aus Silikon verwendet. Nach einer Betriebsstörung nach 8 Monaten wird der MBBR mit einer weiteren Membran derselben Länge und einem zusätzlichen Kompressor ausgestattet, sodass sich die Belüfterkapazität und Membranoberfläche verdoppeln (vgl. Bild 50b). Der in den Vorversuchen ermittelte volumenbezogene Stoffübergangskoeffizient oder $k_L a$ -Wert beträgt bei den gewählten Randbedingungen 0,14 /h (Umdrehungszahl des Rührwerks, Luftdruck, Reaktorabmessungen). Das entspricht einem K_L -Wert von $2,7 \cdot 10^{-5}$ m/s, der die Sauerstoffübertragung auf die Oberfläche und die Reaktorabmessungen normiert. In Studien im Labormaßstab wurde Silikon in der Vergangenheit mehrfach erfolgreich bei verschiedenen Wandstärken und Drücken eingesetzt (DEBUS u. a., 1994; OHANDJA & STUCKEY, 2006; WOBUS u. a., 1995).

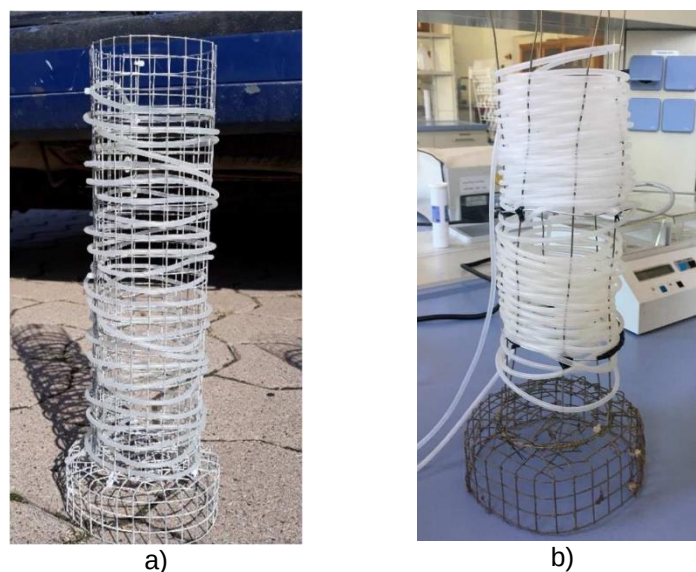


Bild 50 Trägerkonstruktion mit Silikonschlauch für den MBBR. (a) Erster Versuchsaufbau mit 7,5m Schlauchlänge (TAN, 2018). (b) Verbesserter Versuchsaufbau mit doppelter Schlauchlänge und zwei Kompressoren (RUKPECH, 2019)

Eigene Belüfterversuche nach DWA-Merkblatt M-209 wurden außerdem mit verschiedenen Materialien und Labor-Membranmodulen durchgeführt (vgl. Abschnitt 3.2.1).

Der Silikonschlauch wird, angelehnt an einen Versuchsaufbau von (LUTTMANN u. a., 1994) um eine Trägerkonstruktion aus Stahlgitter mit einer Maschenweite von 2 cm gewickelt. Der MBBR wird im Dead-End-Betrieb betrieben, da diese Betriebsweise eine höhere Sauerstoffübergangsrate zur Folge hat. Die Luft wird mit Hilfe eines Kompressors und einem Druck von 120 mbar eingebracht.

Um die Einflüsse der Diffusionsbelüftung auf die Abbauleistung genauer abzubilden, wird ein baugleicher Referenzreaktor MBBR-Ref installiert, der sich darin unterscheidet, dass die Belüftung nicht durch die Membran, sondern durch einen externen, porösen Belüfterstein am Reaktorboden erfolgt.

Die Animpfung der Silikonschläuche mit Biofilm erfolgt im Belebungsbecken der kommunalen Kläranlage Herrenhausen. Dafür werden die Trägerkonstruktionen mitsamt der Silikonschläuche für die Dauer von einer Woche in das Belebungsbecken getaucht.

Die Sauerstoffkonzentration wird in beiden Reaktoren mit einer optischen Sauerstoffsonde (HACH LDO 101) gemessen. Die Temperatur im Reaktor wird mit einem Umlaufthermostat bei 25 °C konstant gehalten. Der Versuchsaufbau und die Bemessungsdaten und die technischen Daten sind in Bild 51 und Tabelle 36 gegeben.

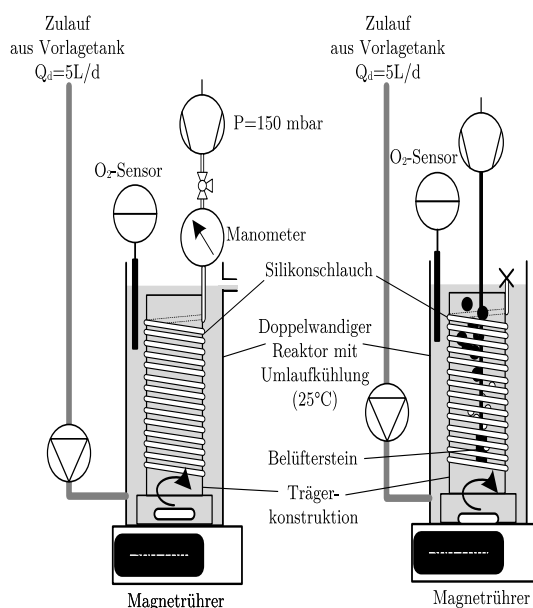


Bild 51 Versuchsaufbau (links) des Membranbelüfteten Biofilmreaktors (MBBR) und (rechts) des Referenzreaktors mit konventioneller Belüftung (Ref-R)

Tabelle 36 Bemessungsdaten und technische Daten des MBBR und Ref-R

Parameter	Wert	
	MBBR	Ref-R
Volumen	5 L	5 L
Durchfluss	5 L/d	5 L/d
hydr. Aufenthaltszeit	1 d	1 d
Belüfter	Silikonmembran (Diffusionsbelüftung)	Belüfterstein (grobblasig)
$k_{La,20}$ -Wert	0,13 /h	3,0 - 3,2 /h
Luftdruck	120 – 150 mbar	30 - 40 mbar
Silikonschlauchmaße L x ID x WD	7,5 m x 3 mm x 0,4 mm (ab 8. Monat L = 15m)	7,5 m x 3 mm x 0,4 mm
Silikonschlauchoberfläche	0,09 m ² ab 8. Monat 0,18 m ²	0,09 m ²
Umdrehungszahl	360 U/min	360 U/min

Der letzte Reaktor, der in Betrieb genommen wird, ist der **Festbettbiofilmreaktor (FBBR)**. Das Volumen des Reaktors beträgt 8 L. Im Gegensatz zum SBR, MBBR und MBBR-Ref wird beim FBBR der Durchfluss in verschiedenen Phasen variiert von 5,8 über 8 bis 16 L/d. Damit ergeben sich verschiedene hydraulische Aufenthaltszeiten von 0,5 über 1 bis 1,4 d.

Als Material wird der im großtechnischen Betrieb bereits bewährter Textilträger Cleartec® Biocurlz verwendet, das für die Versuche vom Hersteller Jaeger Envirotech zur Verfügung gestellt wurde. Die textilen Fasern, die in einen Hauptstrang eingenäht werden, bestehen zu 69% aus Polyvinylidenchlorid und zu 31% aus Polypropylen. Die Textilträger, die eine Gesamtlänge von 5,4 m haben, werden um eine baugleiche Trägerkonstruktion aus einem Stahlgitter mit einer Maschenweite von 2 cm gewickelt, wie sie auch im MBBR und MBBR-Ref verwendet wird. Stränge werden sowohl innerhalb (8 Stränge á 30 cm) als auch außerhalb (10 Stränge á 30 cm) des Käfigs angeordnet. Gemäß Herstellerangaben beträgt die spezifische Oberfläche 1,7 m²/m und die spezifische Biomassekonzentration in der Regel 10 bis 20 g TS/m Textilstrang. Luft wird mithilfe eines Kompressors und eines porösen Belüftersteins eingetragen. Die Sauerstoffkonzentration kann mit einer optischen Sonde (HACH LDO 101) kontrolliert werden. Die Temperatur im Reaktor wird mit einem Umlaufthermostat bei 25 °C konstant gehalten. Der Versuchsaufbau und die Bemessungsdaten sind in Bild 52 und Tabelle 37 dargestellt. In Bild 53 ist der vollständige Versuchsaufbau im Labor des ISAH abgebildet.

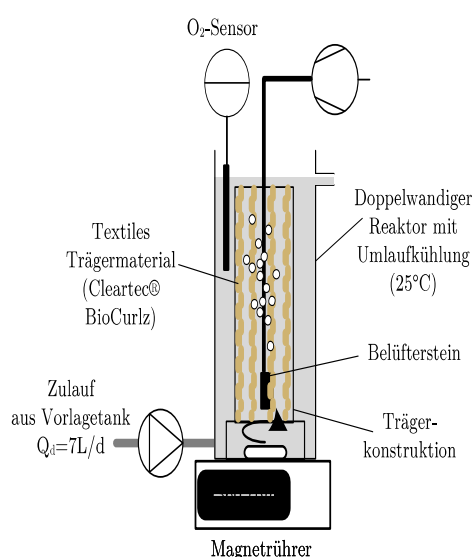


Bild 52 Versuchsaufbau des FBBR

Parameter	Wert
Volumen	8 L
Durchfluss	5,8 / 8 / 16 L/d
hydr. Aufenthaltszeit	1,4 / 1 / 0,5 d
Trägermaterial	5,4 m /
Länge / Oberfläche	9,18 m ²
Umdrehungszahl	360 U/min

Tabelle 37 Bemessungsdaten des FBBR

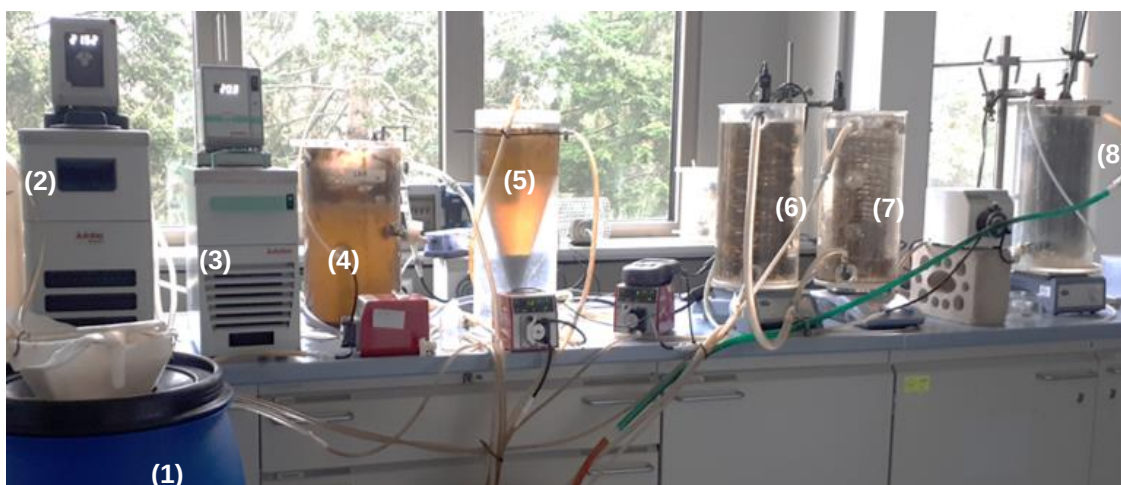


Bild 53 Versuchsaufbau mit (1) Vorlagebehälter, (2) Umlaufkühlung der Vorlage, (3) Umlaufkühlung der Reaktoren, (4) SBR, (5) Nachklärung als Schlammfang, (6) MBBR, (7) MBBR-Ref, (8) FBBR

3.1.4 Versuchsphasen

Die Reaktoren werden nacheinander in Betrieb genommen, da die Inbetriebnahme unterschiedlicher Reaktortypen arbeitsintensiv ist und eine genaue Beobachtung erfordert. Für die erfolgreiche Inbetriebnahme wird also in Kauf genommen, dass sich die Reaktoren in unterschiedlichen Adaptionsphasen befinden, um dafür den Betriebsstart bestmöglich zu betreuen. Diese versetzte Inbetriebnahme ist im Versuchsablaufplan in Tabelle 38 dargestellt.

Tabelle 38 Versuchsphasen der Reaktoren in den kontinuierlichen Laborversuchen

	2018												2019												2020	
	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2					
SBR	Startphase				Phase 1																Phase 2					
MBBR					Phase 1																					
Ref-R					Phase 1																					
FBBR								Phase 1											Phase 2		Phase 3					

Beginn der Nährstoff-

dosierung

Erweiterung durch 2. Belüfter im MABR

Legende

Phase 1 Synthetisches Abwasser aus Methylcellulose & kommunalem Ablauf

Phase 2 Synthetisches Abwasser aus Methylcellulose, Glucose & kommunalem Ablauf

Phase 3 Synthetisches Abwasser wie in Phase 1; Variation der hydr. Verweilzeit

Die Reaktoren werden in verschiedenen Phasen mit unterschiedlichen Betriebseinstellungen betrieben. In Phase 1, der längsten Betriebsphase, werden alle Reaktoren mit dem synthetischen Abwasser, das Methylcellulose aber kein leicht abbaubares Substrat enthält, beschickt. Die hydraulische Aufenthaltszeit ist konstant bei 1 Tag. In Phase 2, die zum Ende der Versuche an den noch laufenden Reaktoren eingestellt wird, wird zusätzlich ein leicht abbaubares Substrat dosiert. Hier soll getestet werden, welchen Einfluss das zusätzliche Dosieren von Glucose auf die Abbauleistung der Methylcellulose hat. In Phase 3, die in den letzten 2 Wochen am FBBR eingestellt wird, wird die Dosierung der Glucose eingestellt und zusätzlich nach einer kurzen Adaptionsphase die hydraulische Aufenthaltszeit verringert. Dies soll zeigen, ob die Verkürzung der hydraulischen Aufenthaltszeit einen Effekt auf die Abbauleistung hat.

3.1.5 Spektrometrie zur Einzelstoffanalytik von Tannin und Methylcellulose

Ein Nachteil bei der Bewertung der Abbauleistung eines Einzelstoffes, wie z.B. Methylcellulose im synthetischen Abwasser, auf Basis des Summenparameters CSB, ist seine fehlende Spezifität. Das bedeutet, dass bei der Messung des CSB neben Metaboliten auch beim biologischen Abbau entstehende Biopolymere (*Soluble Microbial Products*) miterfasst werden. Als zusätzliche mögliche, analytische Methode werden im Rahmen dieses Projektes deshalb auch verschiedene spektrometrische Verfahren untersucht. Zum einen wird als einfache Methode die **UV-Vis-Spektrometrie** (Nanocolor des Herstellers Macherey-Nagel) getestet, die den Vorteil hat, dass ein solches Spektrometer in vielen Laboren, auch am ISAH, bereits vorhanden ist. Bei diesem Verfahren wird die Probe im elektromagnetischen Spektrum im sichtbaren und UV-Bereich bestrahlt. Das durch die Probe durchgegangene Licht wird in seiner Intensität erfasst, das so erhaltene Spektrum ist für jeden Einzelstoff spezifisch und von den Bindungen und Atomen im Molekül abhängig. Die Intensität des Signals ist außerdem abhängig von der Dicke (die die Absorption des Lichts beeinflusst) der verwendeten Küvette, die bei Verwendung von Wellenlängen im UV-Bereich außerdem aus Quarzglas bestehen sollte. Bisher sind keine Studien zur Konzentrationsbestimmung von Methylcellulose oder Tannin in wässrigen Lösungen mit der UV-Vis-Spektrometrie bekannt.

Zum anderen wird die **Raman-Spektrometrie** (Cora 5100, Cora 5200 und Cora 5300 des Herstellers Anton Paar) im Labor der Firma Anton Paar getestet. Die bisherigen Erfahrungen, vor allem für Methylcellulose, beschränken sich auf feste Methylcellulose in Form von Pulver (DE VEIJ u. a., 2009). Die Raman-Spektrometrie beruht auf dem Effekt der Raman-Streuung. Bei der Bestrahlung mit elektromagnetischen Wellen einer bestimmten Wellenlänge gibt ein Molekül einen Teil der Energie in Form von inelastisch gestreutem Licht an die Umgebung ab. Da dieser Effekt nur von sehr geringer Intensität ist und von der Fluoreszenz überlagert wird, ist die Raman-Spektrometrie von der erforderlichen Messtechnik wesentlich aufwendiger, auch die Bedienung ist komplex, da viele Parameter richtig eingestellt sein müssen.

Getestet werden mit beiden spektrometrischen Methoden jeweils wässrige Lösungen von Methylcellulose (METHOCEL A 15 LV, Dow) und Tannin (CAS-Nr. 1401-55-4, Carl Roth) mit Konzentrationen von 5 bis 10.000 mg/L der Einzelsubstanz.

3.1.6 Belüfterversuche nach DWA M-209

3.1.6.1 Absorptionsversuche in Reinwasser

Für die Auswahl eines geeigneten Membranbelüfters im MBBR ist es zunächst notwendig, ein geeignetes Material zu wählen, das eine besonders hohe Sauerstoffdurchlässigkeit aufweist, aber keine Luftblasen generiert. Dafür wurden in einem ersten Schritt Belüfterversuche nach dem DWA-Merkblatt M-209 mit drei verschiedenen Schlauchmaterialien, einer PVDF-Hohlfasermembran Zenon ZW10 im Labormaßstab (BRINKMEYER, 2008), einer keramischen Nanopore®-Plattenmembran (BRINKMEYER, 2008) und mit einem porösen Belüfterstein, wie er standardmäßig in Laborversuchen angewendet wird. Bild 54 zeigt die getesteten Membranen, in Tabelle 39 sind die Eigenschaften zusammengefasst.

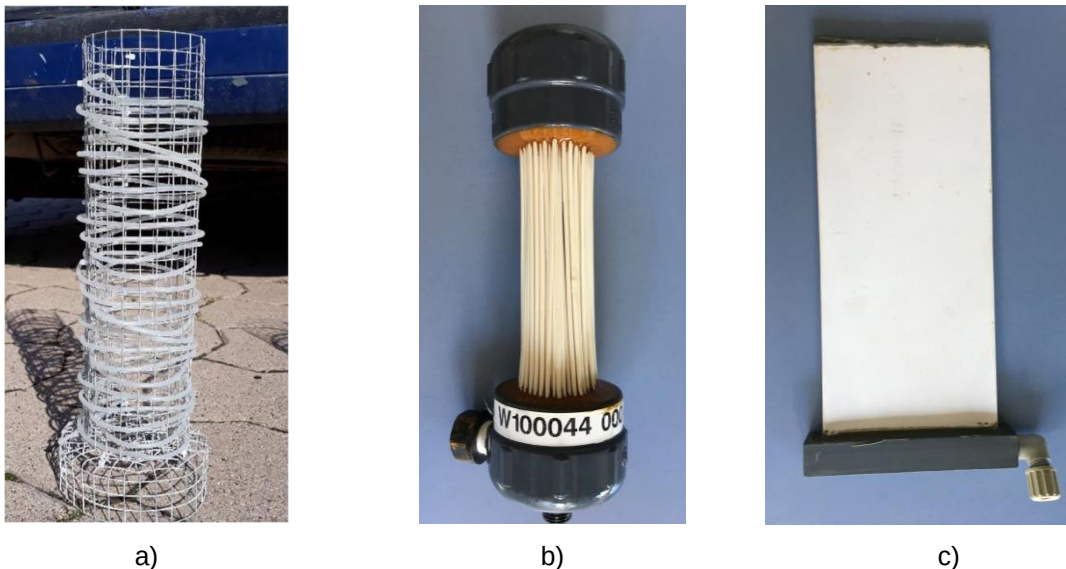


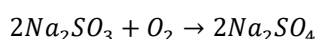
Bild 54 Aufnahmen der getesteten Materialien im Rahmen der Belüfterversuche. (a) Silikonschlauch und Trägerkonstruktion. LDPE- und PTFE-Schläuche mit vergleichbarer Konfiguration (b) Zenon-ZW-Labormodul. (c) Nanopore-Plattenmodul aus Keramik

Tabelle 39 Übersicht der getesteten Membranen im Rahmen der Belüfterversuche

Membran(material)	Abmessungen	Porengröße	spez. Membran- oberfläche [m ² /m]	Membran-oberflä- che [m ²]
Silikonschlauch	ID = 3mm WD = 0,4mm	dicht	0,012	0,036
Schlauch aus LDPE	ID = 3mm WD = 0,5mm	dicht	0,013	0,038
Schlauch aus PTFE	ID = 3mm WD = 0,5mm	dicht	0,013	0,038
Zenon ZW10 (Labormo- dul) aus PVDF	L = 25cm ID = 0,8mm AD = 2mm D _{Modul} = 7cm	40 nm	-	0,047
Plattenmodul Nanopore aus Keramik	B = 0,6cm L = 25cm H = 12cm	nicht bekannt	0,233	0,058

Die Versuche werden alle in einem 4,5L-Behälter durchgeführt, die Umdrehungszahl des Magnetrührers, die für die Sauerstoffübertragung eine entscheidende Rolle spielt, wird konstant bei 360 U/min gehalten. Ein Kompressor führt Luftsauerstoff in die zu testenden Schläuche bzw. in die Hohlfasermembran. Die Schläuche und die Membranen werden am anderen Ende versiegelt (Dead-End-Betrieb). Mit einem Manometer und einem Dreizeg-Ventil lässt sich der Luftdruck aufnehmen und regeln. Die Versuche mit den Schläuchen werden bei einem konstanten Druck von 200 mbar durchgeführt. Außerdem wurde bei den Versuchen mit dem Silikonschlauch und einer Plattenmembran der Druck variiert. Die Schläuche wurden um eine möglichst materialarme, zylinderförmige Drahtkonstruktion gewickelt bei möglichst großer Kontaktfläche mit dem Wasser. Die Versuche wurden nacheinander in demselben Behälter durchgeführt, nach jedem Versuchsdurchlauf wurde das Wasser ausgetauscht, um eine Aufsalzung durch das zugeführte Natriumsulfit zu verhindern. Über den gesamten Zeitraum wurde die Sauerstoffkonzentration mit zwei optischen Sauerstoffsonden von WTW und HACH minütlich gespeichert. In einigen Fällen wurde auch eine optische, nicht invasive Sonde von PreSens eingesetzt, die die Sauerstoffkonzentration durch die Gefäßwand hindurch misst. Insgesamt waren die Unterschiede bei den Sonden vernachlässigbar, sodass im Folgenden die Art der Sonde nicht angegeben wird.

Für die Ermittlung des k_La -Wertes stehen nach DWA-M 209 verschiedene Methoden in Reinwasser oder Belebtschlamm zur Verfügung. In diesem Fall wird mit der Absorptionsmethode die Sauerstoffkonzentration in dem mit Reinwasser (Leitungswasser) gefüllten und ausgeschalteten Belüfter zunächst mit Natriumsulfit (Na_2SO_3) auf 0 mg O_2/L abgesenkt. Die benötigte Menge lässt sich stöchiometrisch aus der Menge an gelöstem Sauerstoff im Behälter zu Beginn des Tests ermitteln:



Nach Absenken der Sauerstoffkonzentration auf 0 mg O_2/L wird der Belüfter so lange eingeschaltet, bis die Sättigungskonzentration erreicht ist. Der Anstieg der Sauerstoffkonzentration folgt einer exponentiellen Kurve (vgl. Bild 55). Der **Sauerstoffübergangskoeffizient k_La** lässt sich aus der folgenden exponentiellen Funktion ($c_s - c_t$) berechnen, indem die Kurve logarithmiert zu $\ln(c_s - c_t)$ wird und die Steigung der resultierenden Gerade ermittelt wird. Mit einer linearen Regressionsanalyse, z.B. in Excel, lässt sich die Steigung, also der k_La -Wert, bestimmen.

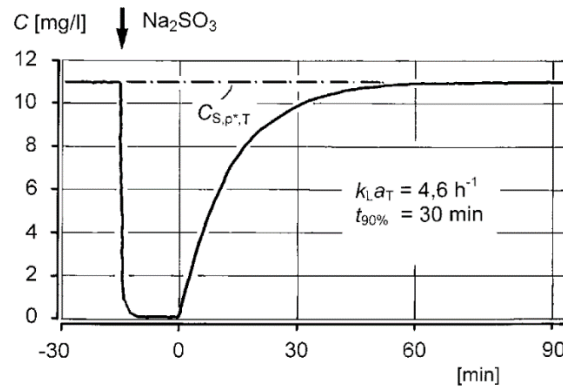


Bild 55 Beispielhafter Verlauf einer Sauerstoffkonzentrationskurve während eines Absorptionsversuchs (DWA M-209)

Die Sauerstoffkonzentration $c(t)$ lässt sich während des Wiederanstiegs mit folgender Gleichung beschreiben:

$$c(t) = c_s - (c_s - c_0) * e^{-k_L a_T t} \quad \text{Gl. 2}$$

mit	$c(t)$	Gelöste Sauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt t [mg O ₂ /L]
	c_s	Sättigungskonzentration des Sauerstoffs während des Absorptionsversuchs [mg O ₂ /L]
	c_0	Sauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt 0 (Niedrigste Sauerstoffkonzentration) [mg O ₂ /L]
	$k_L a_T$	Belüftungskoeffizient bei Temperatur t [1/h]
	t	Zeit [min]

Der $k_L a$ -Wert ist u.a. abhängig vom Reaktorvolumen und von der Oberfläche, die zur Diffusion zur Verfügung steht, sowie von der Wassertemperatur. Zur Berücksichtigung der Wassertemperatur wird der $k_L a_{20}$ nach DWA-M 209 für eine Wassertemperatur von 20°C berechnet.

$$k_L a_{20} = k_L a_T * 1,024^{20-T} \quad \text{Gl. 3}$$

Um die Ergebnisse unterschiedlicher Versuchseinstellungen vergleichen zu können und die (flächenbezogene) Diffusionsrate zu bestimmen, ist die Umrechnung des $k_L a_{20}$ -Wertes in den Stoffübergangskoeffizient $K_{L,20}$ notwendig, der einer Diffusionsrate entspricht.

$$K_{L,20} = k_L a_{20} \frac{V_R}{A_M} * \frac{1}{3600} \quad \left[\frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 * \text{s}} \right] \quad \text{Gl. 4}$$

mit	$K_{L,20}$	Stoffübergangskoeffizient bei 20°C
	V_R	Reaktor- bzw. Wasservolumen [m ³]

A_M

Äußere Membranoberfläche [m²]

Zur Vereinfachung wird der äußere Membrandurchmesser zur Berechnung der Membranoberfläche herangezogen. Der $K_{L,20}$ -Wert ist zwar unabhängig von der Membranoberfläche und dem Reaktorvolumen, wird aber weiterhin beeinflusst durch den angewendeten Luftdruck, die Wandstärke der Membran und der Umdrehungszahl im Reaktor. Direkt vergleichbar mit Literaturwerten sind die hier ermittelten $K_{L,20}$ -Werte daher nicht, sondern es sind immer die Randbedingungen des Versuchs zu beachten. Der $K_{L,20}$ -Wert erlaubt aber den Vergleich der hier durchgeführten Versuche bei unterschiedlichen Reaktorvolumina und Schlauchlängen.

3.1.6.2 Desorptionsversuche in belebtem Schlamm

Um die Leistungsfähigkeit der Silikonschlauchbelüftung unter realen Bedingungen während des Betriebs abzuschätzen, wurden einen Monat vor der Außerbetriebnahme des MBBR-Reaktors während des Betriebs Desorptionsversuche nach DWA-Merkblatt M-209 durchgeführt.

Durch den temporären Einsatz eines porösen Belüftersteins wurde die Sauerstoffkonzentration vor Beginn der Messung auf die Sättigungskonzentration angehoben. Anschließend wurde die zusätzliche Belüftung ausgestellt und die Wiederabnahme der Sauerstoffkonzentration auf das zuvor erreichte Niveau c^* bei laufender Schlauchbelüftung mit einer optischen Sauerstoffsonde von HACH aufgenommen. Die fallende Sauerstoffkonzentration folgt dem Verlauf in kann durch folgende Gleichung angenähert werden:

$$c(t) = c^* - (c^* - c_0) * e^{-\alpha k_{L,T} t} \quad \text{Gl. 5}$$

mit	$c(t)$	Gelöste Sauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt t [mg O ₂ /L]
	c^*	Sauerstoffkonzentration zu Beginn der Versuche (durch konstante Belüftung durch Schlauchbelüfter) [mg O ₂ /L]
	c_0	Sauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt 0 (Höchste Sauerstoffkonzentration) [mg O ₂ /L]
	$\alpha k_{L,T}$	Sauerstoffübertragungskoeffizient in belebtem Schlamm [1/h]
	t	Zeit [min]

Da der Sauerstoffübergang in belebtem Schlamm weniger effizient ist als der in Reinwasser, wird der Sauerstoffübertragungskoeffizient um den Grenzflächenfaktor α ergänzt. Analog zu den Absorptionsversuchen in Reinwasser kann mit einer Regressionsanalyse in Excel die Steigung der Geraden $\ln(ct - c^*)$ ermittelt werden.

Ein Vergleich mit dem $k_{L,20}$ -Wert, der zu Beginn der Versuche in Reinwasser ermittelt wurde, erlaubt eine Einschätzung des Leistungsabfalls in Folge des Biofilms oder anderer leistungsmindernder Einflüsse.

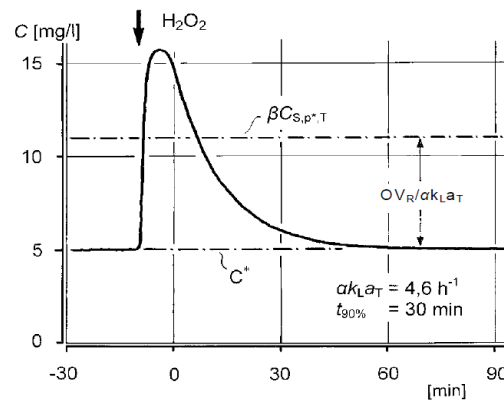


Bild 56 Verlauf der Sauerstoffkonzentration während eines Desorptionsversuchs in Belebtschlamm (DWA-Merkblatt M-209)

3.1.7 Analytik

3.1.7.1 Standardanalytik

Für die Bestimmung der Abbauleistung der Reaktoren werden Stichproben mindestens wöchentlich aus dem Vorlagebehälter und aus allen Reaktoren entnommen. Das synthetische Abwasser besteht ausschließlich aus gelösten Substanzen, da der Zulauf tuchfiltriert wird. Daher werden sowohl die Proben aus dem Zu- als auch aus dem Ablauf vor der Analyse filtriert, um den gelösten CSB und den DOC zu bestimmen.

Zur optimalen Probenfiltration wurden in Vorversuchen Papierfilter, Spritzenvorsatzfilter aus Nylon (0,45 μm), regenerierter Cellulose (0,45 μm), und Polycarbonat-Track-Etched-Membranen (0,4 μm). Ziel war es, die Filter auf die extrahierbaren Stoffe zu untersuchen, indem die Filter mit Reinstwasser (Typ1-Wasser aufbereitet mit Sartorius arium mini plus) filtriert wurden und das Filtrat auf den CSB untersucht wurde. Die ersten 10 mL der Probe wurden verworfen, alle Utensilien bestanden möglichst aus Glaswaren und waren mehrfach zuvor mit Reinstwasser gespült und getrocknet. Dabei zeigten die Track-Etched-Membranfilter (WHATMAN Cyclopore) die geringste Auswaschung. Weitere Tests mit Addista mit einer Sollkonzentration von 50 mg CSB/L ergaben eine Abweichung von 1,2% bzw. 0,8%.

Diese Filtrationsweise wird aufgrund ihres sehr geringen Einflusses auf das Ergebnis für die Probenaufbereitung in den kontinuierlichen Versuchen etabliert. Weiterhin wird für jeden Reaktor ein eigenes Set an Glaswaren und Filtern verwendet und nach jeder Benutzung mit Reinstwasser mehrfach gespült und getrocknet.

Die filtrierten Proben werden in mehrfach mit Reinstwasser gespülten und getrockneten Zentrifugenröhrchen aus PP abgefüllt. Der gelöste CSB wird unmittelbar nach der Probenahme mittels Küvettentests von HACH Lange analysiert. Dabei wird für den Aufschluss ein Hochtemperatur-Thermostat HT200S des Herstellers HACH Lange eingesetzt, für die photometrische Analyse ein Photometer von Lange (DR X ion 500). Anschließend wird die restliche Probenmenge in den Zentrifugenröhrchen bis zur DOC-Analyse eingefroren. Der DOC wird mit einem Hochtemperatur-TOC-Analysator (vario TOC cube des Herstellers elementar) bestimmt.

Neben dem gelösten CSB und dem DOC werden in unregelmäßigeren Abständen die Parameter Stickstoff (in Form von Ammonium $\text{NH}_4\text{-N}$) und Phosphor (in Form von Phosphat $\text{PO}_4\text{-P}$) mit Küvettentests von Hach Lange überprüft, um einen Nährstoffmangel auszuschließen.

3.1.7.2 TS-Gehalt im belebten Sschlamm (SBR) und im Biofilm (MBBR, Ref-R, FBBR)

Die Schlammkonzentration im SBR wird in unregelmäßigen Abständen über den TS-Gehalt bestimmt. Aufgrund der geringen Zulaufbelastung, der entsprechend geringen Schlammkonzentration und den geringen Reaktorvolumina ist die Häufigkeit der Probenahme begrenzt.

In den Biofilmreaktoren MBBR, MBBR-Ref und FBBR erfolgt die Messung des TS-Gehalts zum jeweiligen Ende des Versuchs, da hierfür die Entnahme von Trägermaterial erforderlich ist. Für den MBBR und MBBR-Ref wird der Biofilm dafür mechanisch vom Trägermaterial abgelöst. Der so entstandene, suspendierte Schlamm wird gut durchmischt und eine Probe daraus genommen. Die weitere Analyse erfolgt analog zum TS-Gehalt im suspendierten Schlamm.

Für den FBBR ist die Ablösung des Biofilms mit chemischen Reinigungsmitteln erforderlich. Die Methode dafür wurde im Rahmen dieses Projekts von (MOTHUWAL, 2019) entwickelt. Dabei handelt es sich um ein modifiziertes Verfahren nach (STEINBRENNER, 2011). Dafür werden insgesamt 5 Stränge aus unterschiedlichen Positionen des Reaktors (innen und außen) möglichst vorsichtig und ohne vorzeitige Ablösung des Biofilms entnommen. Die mit Biofilm bewachsenen Stränge werden im Trockenschrank bei 103 °C für 18 Stunden getrocknet und anschließend gewogen. Anschließend werden die Stränge für 30 min im Schüttelbad in einer Reinigungslösung eingeweicht. Die Reinigungslösung besteht zu gleichen Teilen aus 1-molarer NaOH-Lösung und 1%iger Natriumdodecylsulfat-Lösung (SDS). Der Biofilm wird mit Wasser vom Strang abgespült, bis der gesamte Biofilm abgelöst ist. Zuletzt werden die gesäuberten Stränge erneut getrocknet und gewogen. Der spezifische TS-Gehalt bezogen auf die Stranglänge [g TS/m], Oberfläche [g TS/m²] und Reaktorvolumen [g TS/m³] lässt sich mit folgenden Gleichungen berechnen:

$$TS_{Biofilm} = \frac{m_{BM+Träger} - m_{Träger}}{L_{Träger}} \left[\frac{g}{m} \right] \quad \text{Gl. 6}$$

mit $TS_{Biofilm}$ TS-Gehalt des Biofilms pro laufenden Meter Trägermaterial

$m_{TS+Träger}$ Trockengewicht des mit Biomasse beladenen Trägers [g]

$m_{Träger}$ Trockengewicht des gereinigten Trägers [g]

$L_{Träger}$ Länge des untersuchten Trägers [m]

$$TS_{Biofilm,A} = \frac{TS_{Biofilm}}{A_{spez}} \left[\frac{g}{m^2} \right] \quad \text{Gl. 7}$$

mit $TS_{Biofilm,A}$ Flächenspezifischer TS-Gehalt

A_{spez} Spezifische Oberfläche des Trägermaterials [m²/m]

$$TS_{Biofilm,V} = \frac{TS_{Biofilm} \cdot L}{V} \left[\frac{g}{m^3} \right] \quad \text{Gl. 8}$$

mit $TS_{Biofilm,V}$ Volumenspezifischer TS-Gehalt

L	Verbaute Länge des Trägermaterials [m]
V	Volumen des Reaktors [m ³]

3.1.7.3 Mikroskopische Analysen der Biofilmbeschaffenheit und der Biozönosen

Eine Visualisierung von Biofilmen kann im Allgemeinen mit unterschiedlichen Analysemethoden erfolgen. Zur Auswahl einer möglichen Methode werden beispielhaft am Biofilm im FBBR im Rahmen einer Masterarbeit verschiedene mikroskopische Methoden getestet und ausgewertet. Folgende mikroskopische Verfahren und Geräte werden im Rahmen dieser Voruntersuchungen von (MOTHUWAL, 2019) getestet. Im Fokus dieser Voruntersuchungen steht die Vermessung der Biofilmdicke, die eine wichtige Rolle bei der Charakterisierung des Biofilms dargestellt. Alle Methoden werden ex-situ durchgeführt, d.h. zur Analyse ist die Entnahme einer Probe erforderlich.

Tabelle 40 Getestete Methoden zur Visualisierung des Biofilms im FBBR im Rahmen der Voruntersuchungen von (MOTHUWAL, 2019)

Methoden	Funktionsprinzip	Verwendetes Gerät
Optische Kohärenz-Tomographie	Messung des zurückgestreuten Lichts der heterogenen Struktur des Biofilms (Wasser, Biomasse, Träger); Aufnahme des Tiefenprofils bis hin zu 3D-Scans, Ermittlung der Biofilmdicke	Thorlabs SSOC 1300 am Institut für Mechatronische Systeme der Universität Hannover
Raster-Elektronen-Mikroskopie	Trocknung und Beschichtung der Probe mit Gold unter Vakuum als Vorbereitung der Probe; Scan der Oberfläche mit Elektronenstrahl	Jeol JSM-6610 LV und Beschichtergerät Cressington 108auto Sputter Coater am Institut für Anorganische Chemie der Universität Hannover
Lichtmikroskopie	Vergrößerte Aufnahme des Biofilms mit Hilfe von lichtstarken Objektiven (100- bis 1000-fache und 10- bis 50-fache Vergrößerung)	Keyence-Mikroskop am Institut für Anorganische Chemie der Universität Hannover

Nach Beendigung der Versuche werden außerdem die Biozönosen der noch in Betrieb befindlichen Reaktoren SBR und FBBR lichtmikroskopisch am ISAH untersucht. Dafür werden möglichst repräsentative Proben aus dem SBR aus dem suspendierten Schlamm und dem am Reaktorboden **angesammelten Ablagerungen/ Schlammgranular** entnommen. Die Größe der gefundenen Schlammgranular wird mithilfe der Software AxioVision am Computer vermessen. Mit einem Stichprobenumfang von insgesamt 162 vermessenen Granular wird eine Partikelgrößenverteilung berechnet.

Aus dem FBBR wird ein bewachsener Träger entnommen. Die Analyse der Proben erfolgt am selben Tag mit dem Lichtmikroskop Stemi 2000-C mit einer 10- bis 40-fachen Vergrößerung. Protozoen und höherzellige Organismen werden von Dr. Corinna Lorey (ISAH) identifiziert und nach der Häufigkeit ihres Vorkommens klassifiziert.

3.1.7.4 Gentechnische Analysen der Biozönose (FISH-Analyse)

Für eine genauere Charakterisierung der Zusammensetzung der Biozönose werden FISH-Analysen (Fluoreszenz-in-situ-Hybridisierung) des SBR und FBBR sowie des originären Belebtschlammes der kommunalen Kläranlage Herrenhausen in einem Auftragslabor (Vermicon) durchgeführt. Die Proben werden nach Beendigung der Versuche aus den noch zu diesem Zeitpunkt in Betrieb befindlichen Reaktoren SBR und FBBR am 11.11.2019 entnommen. Im FBBR werden dabei zwei Proben unterschieden. Die erste Probe wird nach leichtem Schütteln des Trägerkäfigs aus dem suspendierten Schlamm entnommen. Die zweite Probe ist ein Teil des Trägers mitsamt dem Biofilm. Die Schlammprobe aus

dem Belebungsbecken der kommunalen Kläranlage, die ursprünglich das Inokulum der beiden Reaktoren – also den Ursprungszustand bzw. nicht adaptierten Zustand wiedergibt – wird am 23.03.2020 entnommen. Die Proben werden unmittelbar nach der Entnahme fixiert und per Kurier an das Auftragslabor versendet.

Bei der FISH-Analyse handelt es sich um eine Methode zur Bestimmung der lebenden Mikroorganismen. Die Probe wird mit fluoreszenzmarkierten Gensonden vermischt, welche sich an die ribosomale RNA (rRNA) intakter Zellen anlagern. Je aktiver die Zelle ist, desto höher die Konzentration an rRNA und desto stärker ist das Fluoreszenzsignal. Der verwendete Gensondensatz ist spezifisch für Abwasser bzw. Belebtschlamm (VIT-Gensondentechnologie) und kann laut Herstellerangaben 95 bis 98 % aller in Abwasserbehandlungsanlagen vorkommenden Bakterien identifizieren. In einem zweiten Schritt wird die Gesamtzellzahl mit einer universellen Sonde (DAPI-Färbung) eingefärbt. Über die Flächenanteile der durch die spezifischen Gensonden gefärbten Flächen an der universell gefärbten Fläche können die relativen Populationsanteile bestimmt werden. Die Nachweisgrenze dieser Methode liegt bei 1000 Zellen/ml. Bei Bedarf wird die Probe im Auftragslabor konzentriert. Die untersuchten Bakterien-Hauptgruppen sind in Tabelle 41 aufgelistet.

Tabelle 41 Analysierte Hauptgruppen durch VIT-Gensonden/ FISH-Analyse

Domäne	Hauptgruppe (Phylum)	Untergruppe (Subphylum)
Archeae	-	-
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria
		Betaproteobacteria
		Gammaproteobacteria
		Deltaproteobacteria
	Nitrospirae	
	Actinobacteria	
	Firmicutes	
	Bacteroidetes	Cytophaga-Flexibacter
	Planktomyzeten	
	Chloroflexi	
	TM7	

3.2 Ergebnisse der kontinuierlichen Versuche mit synthetischem Abwasser

3.2.1 Absorptionsversuche nach DWA M-209 zur Auswahl eines geeigneten Membranbelüfters

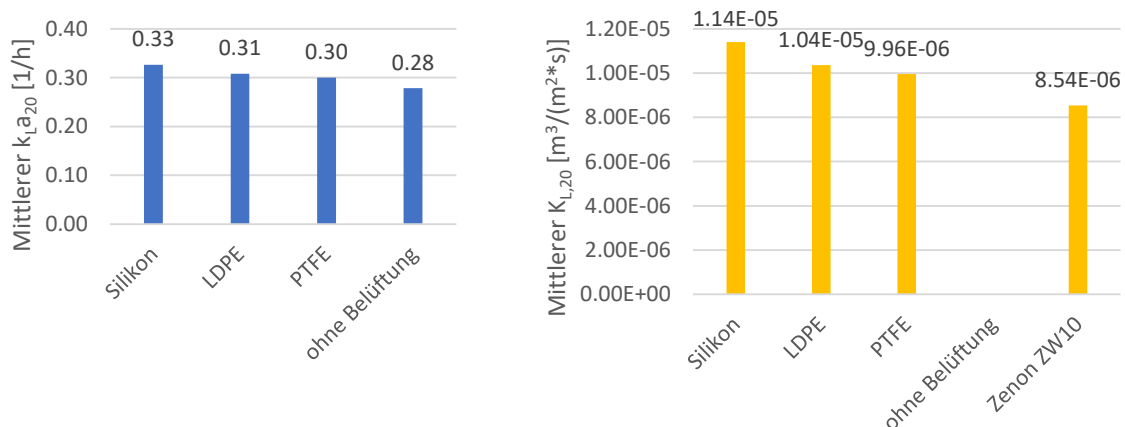
Im Vorfeld der kontinuierlichen Versuche musste zunächst ein geeigneter Belüfter zur blasenfreien Sauerstoffversorgung ausgewählt werden. Auf Basis von MBBR-Versuchen im Labormaßstab wurden dafür verschiedene Schlauchmaterialien und konventionelle Belüftersteine sowie auch Membranmodule (UF) getestet. In allen Versuchen wurde eine Umdrehungszahl von 360 U/min eingestellt. Für die Messung der Sauerstoffkonzentration wurden unterschiedliche Sonden verwendet, die im Ergebnis keine großen Unterschiede produzierten. In Tabelle 42 sind die Ergebnisse der Belüfterversuche zusammengefasst.

Tabelle 42 Ergebnisse der Belüfterversuche nach DWA M-209

Belüfter	V _R [L]	A _M [m ²]	P _{Luft} [mbar]	k _{La20} [1/h]	K _{L,20} [m ³ /m ² *s]
Belüfterversuche mit unterschiedlichen Materialien					
Silikonschlauch	2	0,036	200	0,31 – 0,42	4,8 x 10 ⁻⁶ – 6,6 x 10 ⁻⁶
	4,5	0,036	200	0,32 – 0,33	1,14 x 10 ⁻⁵
			300	0,33 – 0,34	1,2 x 10 ⁻⁵
LDPE-Schlauch	4,5	0,038	200	0,31 – 0,32	1,0 x 10 ⁻⁵ – 1,1 x 10 ⁻⁶
PTFE-Schlauch	4,5	0,038	200	0,30	9,9 x 10 ⁻⁶ – 1,0 x 10 ⁻⁵
ohne Belüftung (Silikonschlauch ausge- schaltet)	4,5	-	-	0,28	-
Zenon ZW10 Hohlfasermembran	4,5	0,049	-	0,33	8,5 x 10 ⁻⁶
Nanopore-Plattenmemb- ran	6,5	0,058	30	0,11	3,3 x 10 ⁻⁶
			60	0,66	2,0 x 10 ⁻⁵
			90	0,89	2,8 x 10 ⁻⁵
Belüfterversuche mit Reaktorkonfigurationen des MBBR und MBBR-Ref					
Silikon (MBBR)	5,5	0,09	120	0,13	2,2 x 10 ⁻⁶ – 2,3 x 10 ⁻⁶
Belüfterstein (Ref-R)	5,5	-	40	3,0 – 3,2	-

Die getesteten Schläuche sind von den labortechnischen Membranmodulen (Zenon Hohlfasermodule und Plattenmodule) grundsätzlich zu unterscheiden. Denn bei den Membranmodulen handelt es sich um Porenmembranen mit einem konvektiven Stofftransport durch die Poren. Dadurch ist ein viel geringerer Druck notwendig, jedoch ist auch schnell der kritische Blasenpunkt erreicht, bei dem sich Luftblasen auf der Membran bilden.

Direkt miteinander verglichen sollten daher zunächst nur die Schlauchbelüfter aus Silikon, LDPE (Low-Density Polyethylen) und PTFE (Polytetrafluorethylen). In Bild 57 werden die Ergebnisse im 4,5L-Reaktor und 3m Schlauchlänge mit einem Testdurchlauf mit der Zenon-Hohlfasermembran und mit einem Testlauf ohne Belüftung gegenübergestellt. Bei letzterem war während des Belüfterversuchs die Silikonmembran in den Reaktor getaucht, sodass der Strömungswiderstand vergleichbar war.


Bild 57 Vergleich der k_{La20}-Werte (links) und K_{L,20}-Werte (rechts) für verschiedene Schlauchmembranen und mit ausgeschalteter Belüftung

Es ist zu erkennen, dass die k_{La20}-Werte der Schlauchmaterialien (Silikon, LDPE und PTFE) eng beieinanderliegen. Den höchsten k_{La20}-Wert als auch den höchsten K_L-Wert erreicht die Silikonmembran, jedoch ist der Unterschied nicht so groß, wie aus der Literatur zu erwarten wäre. So gibt (KJELSEN,

1993) für Silikon eine um den Faktor 100 höhere Diffusionsrate von Sauerstoff in anoxischem Wasser an als für beispielsweise Teflon (PTFE) und rät vom Gebrauch von Silikon für Anwendungen in Wasser ab, wenn es um den verlustfreien Transport von Gasen geht. Erstaunlicherweise erzielte das Zenon-Labormodul bei einem Druck unterhalb des Blasenpunkts keinen wesentlich höheren $K_{L,20}$ -Wert. Das kann auf den wesentlich geringeren Druck zurückgeführt werden, der nötig war, um eine Blasenbildung (unter anderem durch Undichtigkeiten aufgrund des Verschleißes durch vorherige Nutzungen) zu verhindern. Weiterhin ist erkennbar, dass die Belüfterleistung aller Membranmaterialien im Vergleich zur Diffusion durch die Reaktoroberfläche („ohne Belüftung“) nur geringfügig höher war. Das deutet auf eine sehr geringe Diffusionsrate hin. Da die zu erwartende Zehrung im späteren kontinuierlichen Betrieb aber aufgrund der geringen Schlammbelastung als gering einzuschätzen ist, wurde die geringe Leistung als ausreichend eingeschätzt.

In weiteren Versuchsdurchläufen wurde am Silikonschlauch und an der Plattenmembran untersucht, ob die Erhöhung des Vordrucks eine Verbesserung des Sauerstoffübergangs bewirkt. Die Ergebnisse sind in Bild 58 zusammengefasst.

Aufgrund der unterschiedlichen Belüftergeometrien der Silikonmembran und der Plattenmembran kommt es auch bei gleicher Umdrehungszahl zu unterschiedlichen Strömungswiderständen, sodass auch der $K_{L,20}$ -Wert hiervon beeinflusst wird. Die Versuchsreihen sind daher nicht direkt miteinander vergleichbar, aber sie verdeutlichen den sehr unterschiedlichen Einfluss des Druckes auf unterschiedliche Membranmaterialien. Während die Sauerstoffdiffusionsrate $K_{L,20}$ bei der Plattenmembran stark vom Luftdruck abhängig war, konnte nur ein sehr schwacher Einfluss bei der Silikonmembran festgestellt werden. Eine weitere Anhebung des Druckes war dort nicht möglich, da es sonst zur Beschädigung der Silikonmembran gekommen wäre. Der starke Einfluss des Druckes bei der Plattenmembran könnte mit dem konvektiven Transport durch die Poren zusammenhängen.

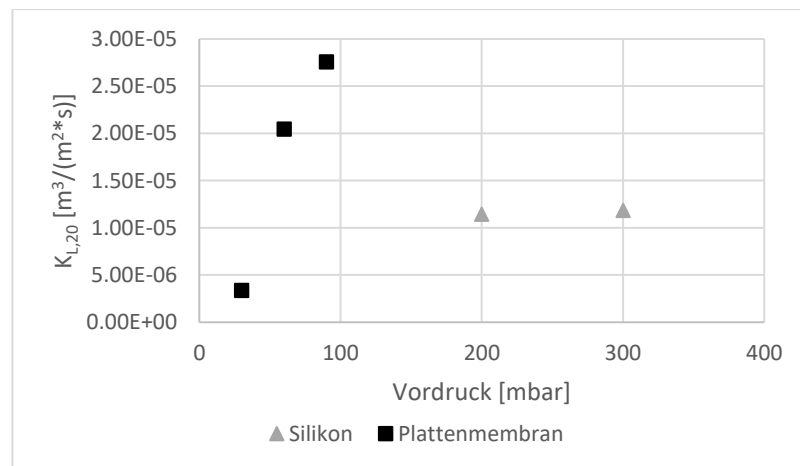


Bild 58 $K_{L,20}$ -Werte für die Silikonmembran und die Nanopore-Plattenmembran bei unterschiedlichen Luftdrücken

Eine Erhöhung der Rührgeschwindigkeit wurde nicht in Erwägung gezogen, da dies in den kontinuierlichen Versuchen aufgrund des langen Versuchszeitraums zu einem erhöhten Verschleiß der Rührwerke und der Reaktoren geführt hätte. Zudem beeinflusst eine erhöhte Rührgeschwindigkeit auch die Diffusion durch die Reaktoroberfläche. Dieser Eintragungsweg war nicht erwünscht, da die Sauerstoffzufuhr vor allem direkt am Biofilm (auf der Membran) erfolgen sollte.

Auf der Grundlage der getesteten Schlauchmaterialien und Labormodule (Hohlfaser- und Plattenmembran) wurde schließlich Silikon wegen der geringfügig höheren Durchlässigkeit ausgewählt. Ein weiterer Vorteil besteht in der Modifizierbarkeit des Belüfterdesigns im Gegensatz zu den Labor-Membranmodulen, z.B. Vergrößerung der Membranoberfläche und Anordnung der Membran. Der mit dem finalen Reaktordesign des MBBR (Reaktorvolumen 5,5 L, 7,5 m Schlauchlänge, Betriebsdruck von 120 – 150 mbar) erreichte k_{La20} -Wert betrug $0,13 \text{ h}^{-1}$. Zum Vergleich wurde auch der k_{La20} -Wert des Ref-R ermittelt, bei dem zwar der Silikonschlauch als Trägermaterial verbaut war, die Belüftung aber durch einen porösen Belüfterstein erfolgt. Der k_{La20} -Wert betrug dort 3,0 bis 3,2 bei einem geringen Betriebsdruck von 40 mbar.

3.2.2 Desorptionsversuche nach DWA M-209 zur Bestimmung der Belüfterkapazität des MBBRs im laufenden Betrieb

Für eine weitere Plausibilitätskontrolle bzw. den Nachweis der Wirkung der Diffusionsbelüftung wurde schließlich im kontinuierlichen Betrieb in einem Desorptionsversuch nach Merkblatt DWA-M 209 am 12.07.2019 (Tag 403) überprüft, ob der k_{La20} -Wert bzw. $K_{L,20}$ -Wert auch im laufenden Betrieb erreicht wurde. Da es sich hierbei um eine Diffusionsbelüftung handelt, sollte es im MBBR anders als in belebtem Schlamm nicht zu einer Abminderung des Sauerstoffübergangs aufgrund der Schlammeigenschaften kommen. Der Grenzflächenfaktor α , der in kommunalem belebtem Schlamm ungf. 0,6 beträgt, wurde in diesem Fall auf 1,0 gesetzt. Demzufolge entsprach der im Experiment ermittelte αk_{La20} -Wert auch dem k_{La20} -Wert und betrug $0,32/\text{h}$ nach Aufrüstung der Belüfterkapazität. Bei einem VR von 5L und einer AM von $0,18\text{m}^2$ ergab sich damit ein $K_{L,20}$ -Wert von $2,4 \times 10^{-6} \text{ m/s}$. Ein Vergleich der Ergebnisse dieses Desorptionsversuchs mit den Ergebnissen der Adsorptionsversuche in Reinwasser in Tabelle 43 zeigt, dass die ermittelten k_{La20} - und $K_{L,20}$ -Werte plausibel sind.

Tabelle 43 Gegenüberstellung der k_{La20} - und $K_{L,20}$ -Werte für den MBBR aus den Adsorptionsversuchen in Reinwasser (vor Kapazitätserweiterung) und den Desorptionsversuchen im laufenden Betrieb (nach Kapazitätserweiterung)

	Adsorptionsversuch vor Erweiterung	Desorptionsversuch nach Erweiterung
$k_{La20} [1/\text{h}]$	0,13	0,32*
$K_{L,20} [\text{m/s}]$	$2,2 \times 10^{-6}$	$2,4 \times 10^{-6*}$

*berechnet mit $\alpha = 1,0$

Durch die Verdopplung der Membranoberfläche und der Anzahl der Kompressoren konnte eine deutliche Steigerung des k_{La20} -Wertes erreicht werden. Beim $K_{L,20}$ -Wert, der auch die unterschiedliche Membranoberfläche berücksichtigt, sind die Werte annähernd gleich.

Die Aussagekraft von Desorptionsversuchen ist jedoch laut Merkblatt DWA-M 209 von einer konstanten Atmung abhängig. Sinkt während des Versuches die Atmung des belebten Schlammes, wird der k_{La20} -Wert überschätzt. Dies könnte am Ende des Versuchs der Fall gewesen sein, wo nahezu das ursprüngliche niedrige Niveau der Sauerstoffkonzentration erreicht wurde, sodass die Atmung limitiert gewesen sein könnte.

3.2.3 Weitergehende Elimination des refraktären CSB

3.2.3.1 Abbauleistung und Betriebserfahrungen im Sequencing-Batch-Reaktor (SBR)

Während der ersten Inbetriebnahme des SBR (Phase 0), in welcher der Reaktor zunächst nur mit dem kommunalen Ablauf (Kläranlage Herrenhausen) beschickt wurde, wurde die Abbauleistung des Reaktors noch nicht intensiv untersucht. Es stellte sich heraus, dass während dieser Phase kein nennenswerter Abbau stattfand und es zu **Verlusten der Start-Biomasse** kam. Nach einer Verlängerung der Absetzzeit auf 1 h und dem Einbau eines Schlammfanges (umfunktioniertes Nachklärbecken) wurde nach ca. 120 Betriebstagen die Phase 1 gestartet, in der das synthetische Abwasser aus Methylcellulose (ca. 50% der CSB-Fracht) und kommunalem Ablauf (ca. 50% der CSB-Fracht) bestand. Im Zusammenhang mit der Adaption der Biomasse kam es im SBR zu einer Umwandlung der Biomasse zu aerobem, granularem Schlamm (AGS). Eine eingehende Beschreibung der AGS-Bildung ist in Abschnitt 3.2.3.5 zu finden.

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen des SBR über die Zeit als gelöster CSB sind in Bild 59 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass eine lange Adaptionsphase von etwa 200 Tagen notwendig war, um einen stabilen Ablaufwert zu erreichen. Eine frühere Nährstoffdosierung (Phase 1b) hätte möglicherweise die Adaptionszeit verkürzt. Die Konzentration an gelöstem CSB lag im Zulauf stabil – bis auf wenige Ausnahmen (z.B. Zeitraum Tag 320 – Tag 340) – zwischen 80 und 100 mg/L und im Mittel bei 91 mg/L. Nach ausreichender Adaption betrug die Konzentration an gelöstem CSB im **Ablauf des SBR bei 36 mg/L**, was einer **CSB-Reduktion von 59%** entspricht. Damit konnte die Methylcellulose vollständig abgebaut werden, denn die mittlere gelöste CSB-Konzentration des kommunalen Ablaufs betrug im Mittel zwischen 30 und 40 mg/L. In Phase 0 konnte zudem gezeigt werden, dass ohne zusätzliches Substrat der kommunale Ablauf im SBR-Verfahren nicht weiter abgebaut werden konnte.

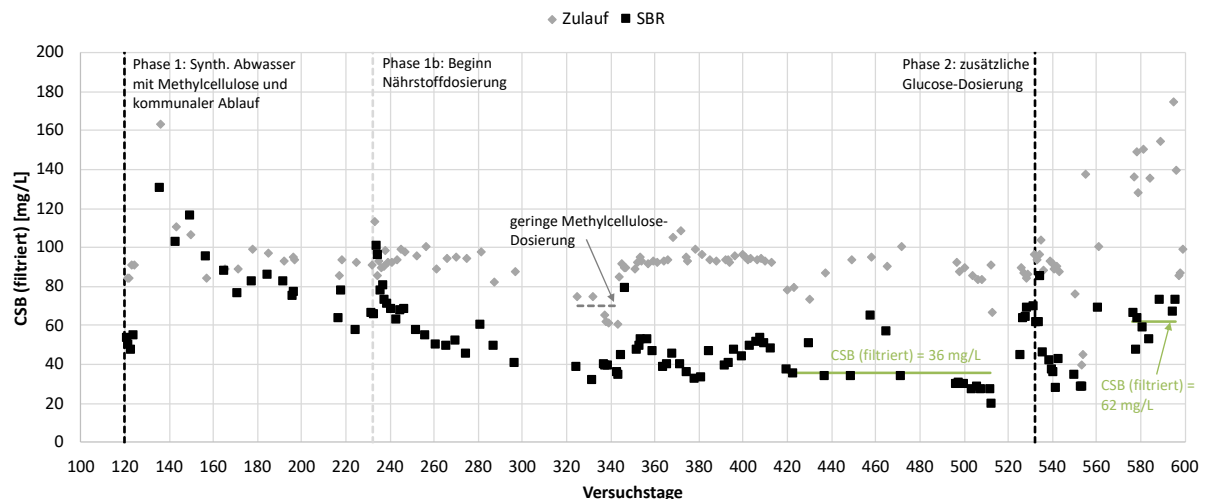


Bild 59 Zu- und Ablaufkonzentrationen des gelösten CSB im SBR in Phase 1 und Phase 2

Nach einer ausreichend langen stabilen Phase 1 wurde in Phase 2 dann das Substrat umgestellt, um den möglichen Effekt eines Co-Metabolismus oder den gegenteiligen Effekt der Substratkonzurrenz zu beobachten. Dafür wurde die Zulaufkonzentration mit Glucose aufgestockt. Dies ergab jedoch unerwartete Probleme bei der Beschickung der Reaktoren, da es bereits im Vorlagetank und in den Zuleitungen zu einem Abbau der Glucose kam. Letzteres führte auch zu verstopften Leitungen aufgrund von Biomassewachstum. Die CSB-Konzentration in der Vorlage konnte erst stabilisiert werden, nachdem auf kleinere Vorlagebehälter mit höheren Austauschfrequenzen (etwa alle 2 Tage Neubefüllung) und somit geringeren Standzeiten umgestellt wurde. Auch wurden die Zulaufleitungen und Pumpen bei Bedarf

gründlich gereinigt. Wie in Bild 59 zu erkennen ist, führte die zusätzliche Dosierung von Glucose zu einem deutlichen Anstieg der **gelösten CSB-Ablaufkonzentration im SBR auf 62 mg/L**. Obwohl also an das schwer abbaubare Substrat adaptierte Biomasse vorhanden war, konnte auch nach mehr als 1 Monat Betrieb in Phase 2 die vorherigen Ablaufwerte aus Phase 1 nicht erreicht werden. Im Gegensatz zum FBBR (Abschnitt 3.2.3.3) führte die zusätzliche Dosierung also zu einer Verschlechterung der Abbauleistung. Welches Substrat (Glucose oder Methylcellulose) unvollständig abgebaut wurde, lässt sich aufgrund der fehlenden Einzelstoffanalytik nicht ableiten.

3.2.3.2 Abbauleistungen und Betriebserfahrungen im Membranbelüfteten Biofilmreaktor (MBBR) und Referenz-Reaktor (Ref-R)

Mit Beginn der Phase 1 wurden ebenfalls der MBBR und der Ref-R in Betrieb genommen. Beide Ablaufkonzentrationen sowie der Zulauf, der identisch zum Zulauf des SBR war, sind in **Bild 60** dargestellt.

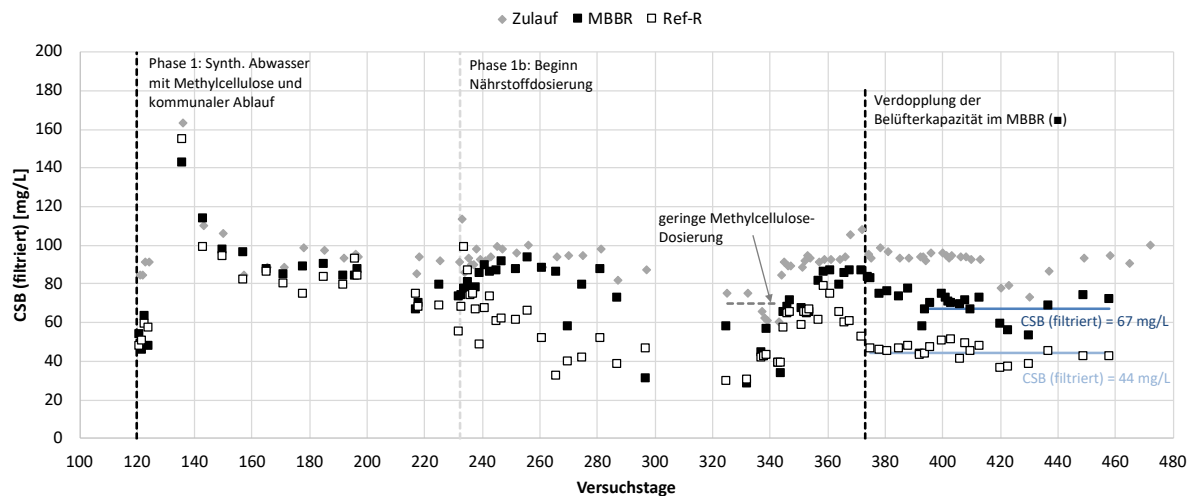


Bild 60 Verlauf der Zu- und Ablaufkonzentrationen des gelösten CSB für den MBBR und Ref-R in Phase 1

Es ist eindeutig zu erkennen, dass die Abbauleistung im MBBR mit höheren Ablaufwerten schlechter war als im Ref-R. Daraus kann gefolgert werden, dass für den mikrobiellen Abbau von **Methylcellulose aerobe Bedingungen herrschen müssen**. Letzterer wurde statt durch den Silikonschlauch, der nur als Trägermaterial diente, mit einem konventionellen Belüfterstein belüftet. Während die gelöste CSB-Konzentration im Ablauf des **MBBR noch im Mittel 67 mg/L** lag, war diese im **Ref-R** nach entsprechender Adaption bei **44 mg/L** und somit um 34% niedriger. Damit wiesen beide Reaktoren eine schlechtere Abbauleistung als der SBR auf, was mit der schlechten Eignung des Trägermaterials und dem damit verbundenen schlechten Biomasserückhalt begründet werden kann (vgl. Bild 61).



Bild 61 Fotoaufnahme des Ref-R am 24.10.2019 mit erkennbar geringem Biofilmaufwuchs auf dem Trägermaterial (Silikonschlauch)

Die unterschiedlichen Abbauleistungen zwischen MBBR und Ref-R wiederum sind in der **unterschiedlichen Belüftung und dessen Leistungsfähigkeit** begründet. Die Diffusionsbelüftung des MBBR zeigte bereits in den Vorversuchen zur Belüfterauswahl im Vergleich zur konventionellen Belüftung einen wesentlich schlechteren k_{La20} -Wert von 0,13 /h im Vergleich zu 3,0 bis 3,2 /h. In einem idealen MBBR, bei dem die Sauerstoffzufuhr an die Sauerstoffzehrung genau angepasst ist, kann die Konzentration an gelöstem Sauerstoff im Reaktor (wässrige Phase) nicht zur Beurteilung der Sauerstoffkonzentration im Biofilm herangezogen werden. Da aber der Biofilm nicht am Silikonschlauch (Belüfter) haftete, ist dies in diesem besonderen Fall möglich. Die Konzentration an gelöstem Sauerstoff wurde in beiden Reaktoren gemessen. Während sie im **Ref-R im Mittel bei 8,94 mg/L**, also weit über den sonst üblichen Konzentrationen in konventionellen Biofilmsystemen. Im **MBBR** dagegen lag die **Sauerstoffkonzentration im Mittel bei 1,6 mg/L** (vgl. Bild 62). Aufgrund des auf dem Belüfterschlauch nicht vorhandenen Biofilms (der stattdessen auf der Gitterkonstruktion saß) kann die geringe Konzentration nicht auf eine Zehrung im Biofilm zurückgeführt werden.

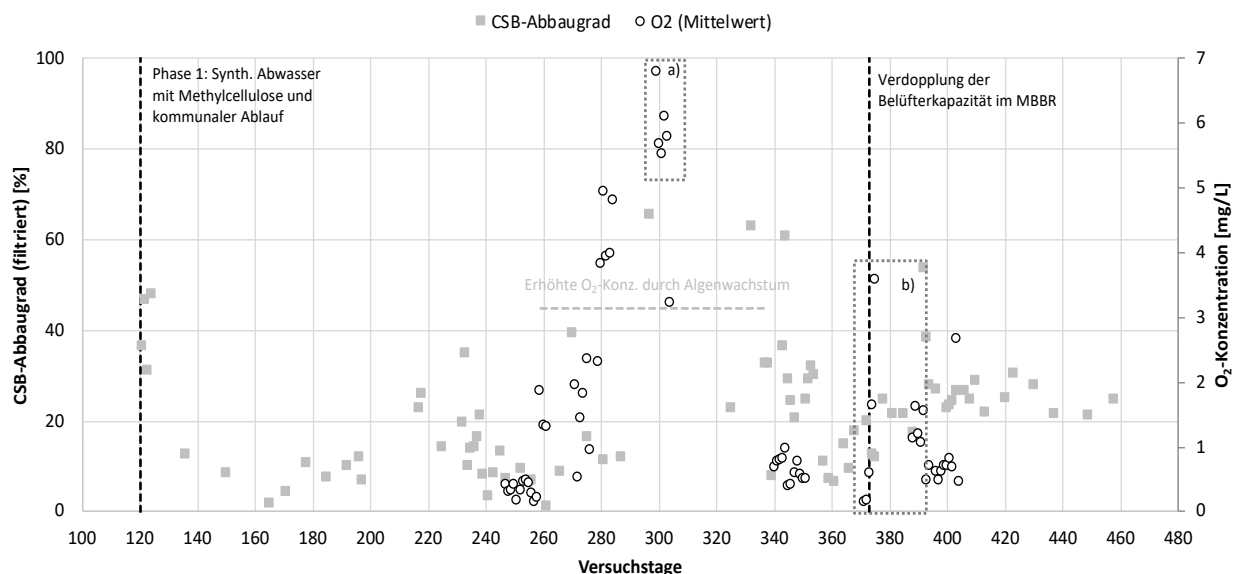


Bild 62 CSB-Abbaugrad und gelöste O_2 -Konzentration im MBBR. Ausschnitt a) zeigt eine Periode mit ausgeprägtem Algenwachstum (vgl. Bild 63). Ausschnitt b) zeigt die Aufrüstung der Belüfterkapazität (vgl. Bild 65).

Aufgrund der langen Betriebszeit, den günstigen Nährstoffbedingungen durch die Nährstoffdosierung und die lichtdurchlässigen Reaktorwände kam es nach ca. 260 Betriebstagen zu starkem Algenwachstum. Dies ist an erhöhten mittleren Sauerstoffkonzentrationen, aber auch an ausgeprägten Schwankungen im Tagesverlauf zu erkennen. Im Betriebszeitraum von Tag 260 bis 300 waren die Schwankungen besonders prägnant, was in Bild 63 zu erkennen ist. Aufgrund der hohen Sauerstoffproduktion durch die Algen sank in dieser Zeit der Sauerstoff auch in der Nacht nicht unter 2,0 mg/L. In diesem Zeitraum ist auffällig, dass der CSB-Abbaugrad auf über 60% stieg.

Nach intensiver Reinigung der Reaktoren sank die Sauerstoffkonzentration anschließend wieder auf unter 1,0 mg/L, wie in Bild 64 zu erkennen ist. Um ein erneutes Algenwachstum zu minimieren, wurden anschließend die Reaktorwände abgedeckt. Um den Nachweis der Wirksamkeit der Diffusionsbelüftung zu erbringen, wurde im weiteren Verlauf zusätzlich die Wasseroberfläche mit einer durchsichtigen Folie abgedeckt. Wie in Bild 64 ebenfalls zu erkennen ist, führte die Abdeckung nicht zu einem Absinken der Sauerstoffkonzentration, sodass der Einfluss aus der Oberflächendiffusion als vernachlässigbar betrachtet werden kann.

Im weiteren Verlauf kam es jedoch bereits kurze Zeit später zu einem Defekt des Silikonschlauchs (Tag 354 bzw. 24.05.2019), wodurch die Sauerstoffkonzentration im MBBR weiter auf unter 0,5 mg/L sank (vgl. Bild 65).

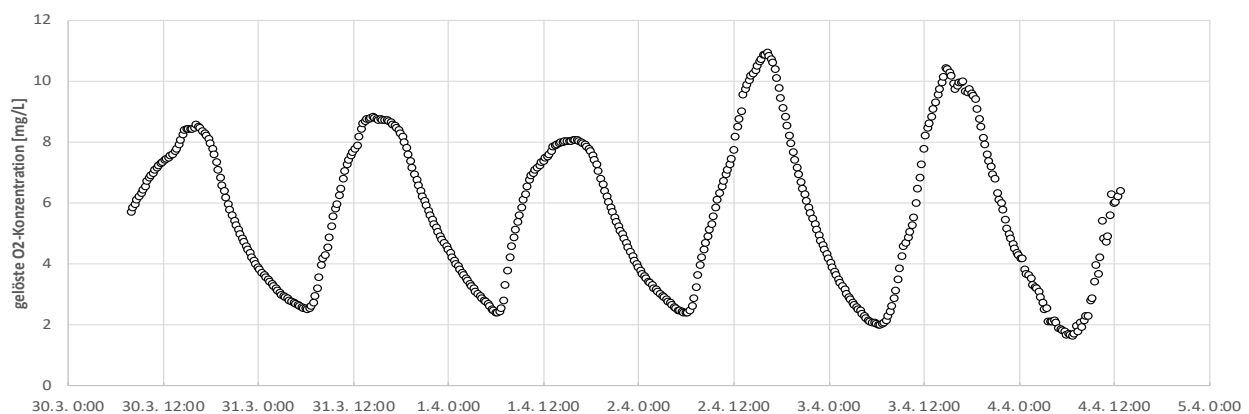


Bild 63 Schwankungen in der O₂-Konzentration im MBBR aufgrund von Algenwachstum

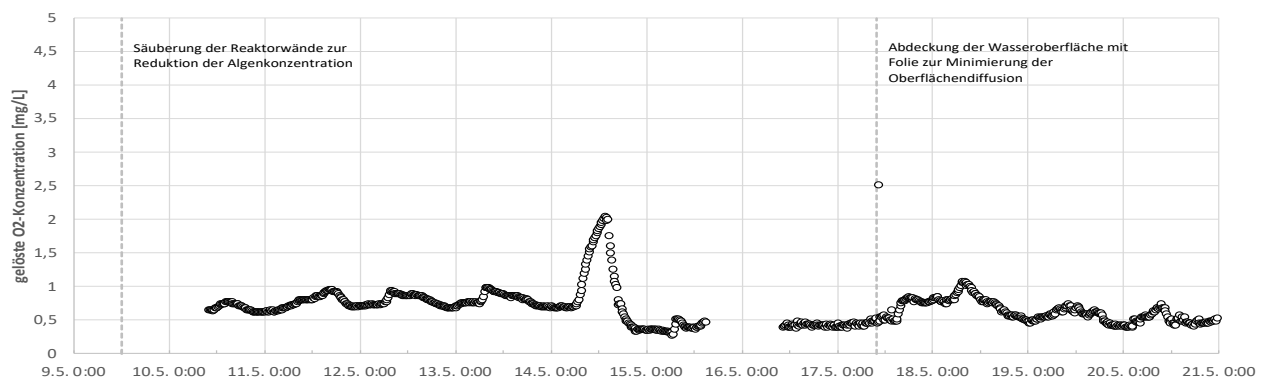


Bild 64 Verlauf der O₂-Konzentration im MBBR nach Säuberung der Reaktorwände (gegen Algenwachstum) und Abdeckung der Wasseroberfläche zur Minimierung der Oberflächendiffusion (9.5.19 bis 21.5.19)

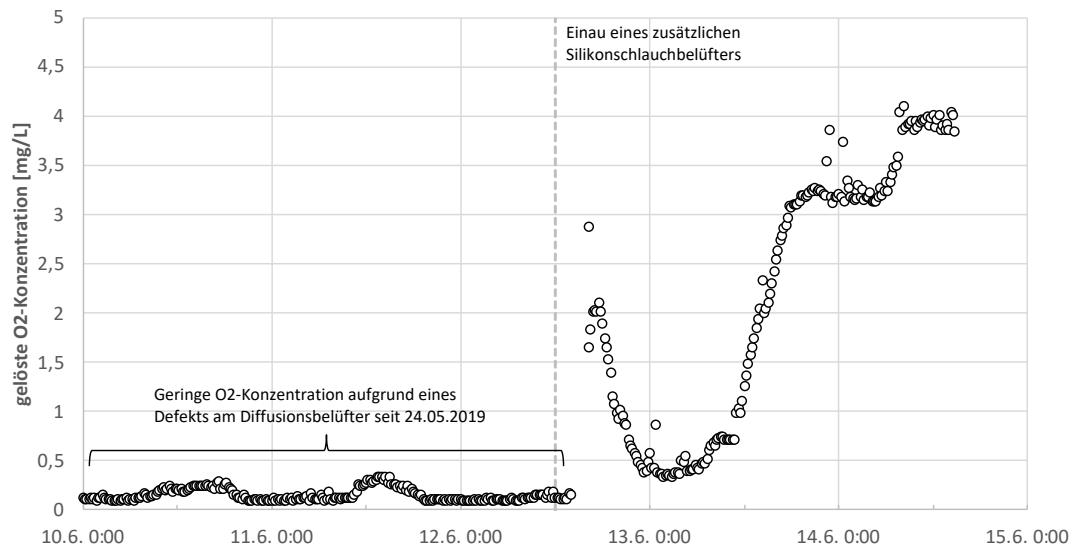


Bild 65 Verlauf der O₂-Konzentration im MBBR vor und nach dem Einsatz eines neuen Belüfters (10.06.19 bis 15.06.19)

Daraufhin wurde der Silikonschlauch am 12.06.19 ausgetauscht, wodurch eine deutliche Erhöhung der Sauerstoffkonzentration im Reaktor auf 4 mg/L erreicht werden konnte. Dies führte ebenfalls zu einem Wiederanstieg der CSB-Abbauleistung auf das vorherige Niveau vor Ausfall des Belüfters (zwischen 20 und 40% CSB-Abbau) und sogar kurzfristig auf über 50%. Nach zweiwöchigem Betrieb des Belüfters und der zwischenzeitlichen Aufrüstung mit einem weiteren Belüfterschlauch und Kompressor, also der Verdopplung der Belüfterkapazität und der Membranoberfläche, war der Effekt der verbesserten Sauerstoffversorgung allerdings nicht mehr feststellbar. Die Sauerstoffkonzentration lag ab dem 02.07.2019 wieder bei unter 1,0 mg/L im Tagesmittelwert, was auf die Verschlechterung der Belüfterleistung im Dead-End-Betrieb deutet. Darüber berichteten auch (PEREZ-CALLEJA u. a., 2017), die im Rahmen von Versuchen und Modellierungen die periodische Entlüftung erfolgreich testeten. Der kontinuierliche Dead-End-Betrieb führt nämlich zu einer Ansammlung von unerwünschten Gasen (z.B. Stickstoff) und Feuchtigkeit im Inneren des Membranschlauchs, was zu einer Verschlechterung des Sauerstoffübertrags führt. Die periodische Entlüftung wurde im Rahmen dieser Versuche nicht mehr untersucht, da der verwendete Silikonschlauch sich grundsätzlich als Trägermaterial für Biofilme nicht bewährt hat. Ein weiterer Aspekt, der ebenfalls von (PEREZ-CALLEJA u. a., 2017) untersucht wurde und hier zu einer möglichen Verbesserung des Sauerstoffübertrags führen könnte, ist die Verringerung des Abstands zum Kompressor bzw. die Schlauchlänge, was am Druckverlust mit steigender Schlauchlänge begründet werden kann. Für weitere Versuche wäre also die Modifizierung des Belüfters erforderlich, um eine ausreichende Sauerstoffversorgung zu gewährleisten. Eine Modifizierung des Belüfterdesigns, wie im Rahmen einer Masterarbeit von (RUKPECH, 2019) vorgeschlagen, könnte bei weiterführenden Versuchen zu einer verbesserten Sauerstoffversorgung und einem besseren Biofilmwachstum beitragen (Bild 66).

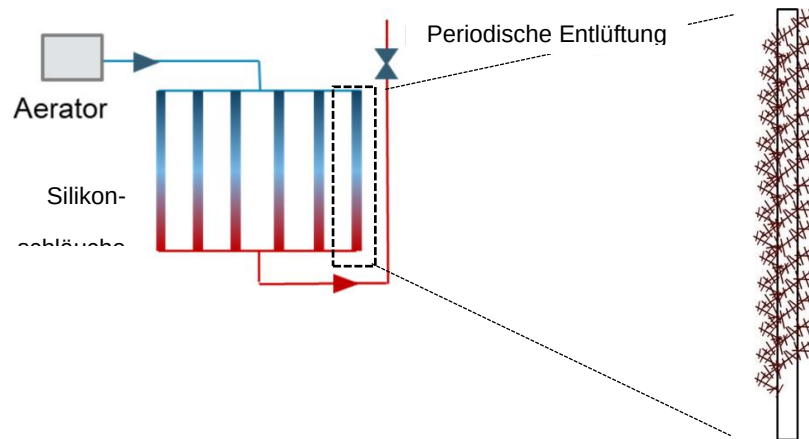


Bild 66 Mögliches, verbessertes Belüfterdesign zur Erhöhung der Sauerstoffübertragung und zur Vergrößerung der Aufwuchsoberfläche/ Rauheit der Oberfläche (RUKPECH, 2019)

Neben kürzeren, dafür zahlreicheren Schläuchen (ähnlich wie bei klassischen Hohlfasermembranmodulen) wäre es denkbar, die glatte Oberfläche des Silikon-schlauchs mit Textilfasern zu umwickeln, die nicht nur rauer sind, sondern auch die spezifische Oberfläche wesentlich erhöhen. Weiterhin sollte, wie im MBBR im Zuge der Belüftererweiterung geschehen, die Anlagerung von unerwünschtem Biofilm an der Träger-/Gitterkonstruktion minimiert werden, da dieser Biofilm wesentlich schlechter mit Sauerstoff versorgt wird.

3.2.3.3 Abbauleistung und Betriebserfahrungen im textilen Festbett-Biofilmreaktor (FBBR)

Als letzter Reaktor wurde der FBBR während der Phase 1 zum Start der Nährstoffdosierung (Phase 1b) in Betrieb genommen. Trotz der späteren Inbetriebnahme wurde auch im FBBR nach rund 380 Tagen Betriebszeit insgesamt bzw. nach 180 Tagen Betriebszeit des FBBR ein stabiler, niedriger Ablaufwert erreicht (vgl. Bild 67). Die **gelöste CSB-Konzentration** im Ablauf des FBBR lag mit **26 mg/L** deutlich unter denen der anderen Reaktoren SBR, MBBR und MBBR-Ref und war nach der Adaptionsphase äußerst stabil. Das entspricht einem **CSB-Abbau von 71%**. Der Ablaufwert liegt damit auch deutlich unter der Konzentration des kommunalen Ablaufs der Nachklärung (Zulauf zum Reaktor), d.h. auch der vermeintlich nicht mehr abbaubare kommunale Ablauf konnte im FBBR teilweise weiter eliminiert werden.

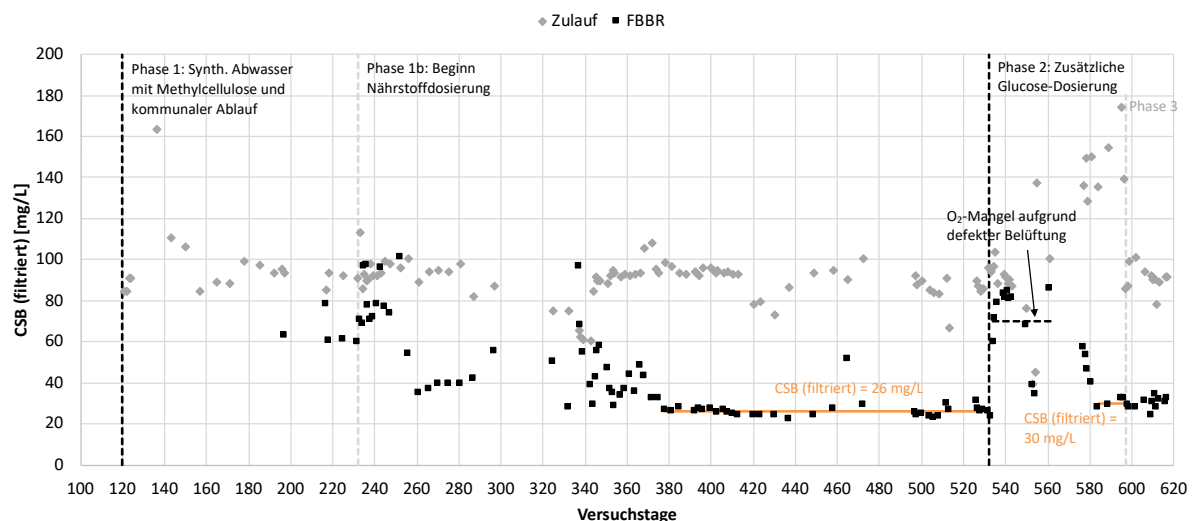


Bild 67 Verlauf der Zu- und Ablaufkonzentrationen des gelösten CSB für den FBBR in Phase 1, 2 und 3

Mit den kommerziellen Textilträgern (BioCURLZ) konnte im Gegensatz zum MBBR und MBBR-Ref die Biomasse zuverlässig im Reaktor gehalten werden, was sich an einem starken Biomassewachstum, vor allem an den inneren Strängen, zeigte. Eine Auswertung der TS-Konzentration erfolgte während der ersten Monate in einem parallel betriebenen 1L-Bioreaktor mit gleichen Zulaufbedingungen und abnehmbaren Stranglelementen von ca. 10 cm Länge. Zusätzlich erfolgte eine TS-Bestimmung unmittelbar nach Außerbetriebnahme (nach Phase 3) statt. Die detaillierten Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Abschnitt 3.2.3.5 zu finden. Zur Berechnung der spezifischen Eliminationsleistung lässt sich der **TS-Gehalt** heranziehen, der unmittelbar nach Außerbetriebnahme des Reaktors bestimmt wurde. Dieser betrug insgesamt **4,73 g TS/m bzw. 3,2 g TS/L**. Der spezifische TS-Gehalt lag damit unter der üblichen Spannweite von 10 bis 20 g TS/m, da es sich um ein schwach belastetes System handelt. Die eliminierte CSB-Fracht betrug während des stabilen Betriebs $63 \text{ mg CSB/L} \cdot 8 \text{ L/d} = 505 \text{ mg CSB/d}$. Zusammen mit der verbauten Trägerlänge von 5,4 m ergibt sich ein **spezifischer Abbau von 0,02 g CSB/(g TS * d)** bzw. $0,094 \text{ mg CSB/(m} \cdot \text{d)}$.

Neben dem effektiven Biomasserückhalt waren die **Sauerstoffkonzentrationen** durchgehend im nahezu **gesättigten Bereich (Mittelwert 10,19 mg/L)**. Aufgrund der starken Belüftung kam es zu einer Strippung von CO_2 und einer Anhebung des pH-Werts. Eine permanente pH-Wert-Steuerung wurde nicht durchgeführt, da eine kurze Testphase keine Verbesserung des Ablaufwertes zeigen konnte.

Analog zum SBR wurde im FBBR in der Phase 2 der Zulauf um das leicht abbaubare Substrat Glucose aufgestockt, um einen möglichen Effekt des verbesserten Co-Metabolismus oder den gegenteiligen Effekt der Substratkonkurrenz zu untersuchen (vgl. Bild 67). Während der ersten Hälfte dieser Phase kam es neben den bereits genannten Schwierigkeiten des vorzeitigen Substratabbaus in der Vorlage und in den Zuleitungen auch zu einem zunächst unbemerkten Defekt des Belüfters im FBBR (der Belüfterschlauch hatte sich vom Kompressor gelöst), wodurch es in einem Zeitraum von mehreren Tagen zu einer Unterversorgung mit Sauerstoff kam. Dies wurde an erhöhten Ablaufwerten im FBBR schließlich festgestellt und behoben. Im Anschluss sanken die Ablaufwerte schnell wieder auf ein stabil niedriges Niveau. Im Gegensatz zum SBR war der **Ablaufwert des FBBR in Phase 2 mit 30 mg/L** nur geringfügig höher als in Phase 1. Allerdings war der FBBR auch bereits in Phase 1 wesentlich stabiler im Betrieb durch die im Vergleich zum SBR hohe Biomassekonzentration (Akkumulation im Inneren der Trägerkonstruktion), sodass der FBBR aufgrund seines robusteren Biomasserückhalts leistungsfähiger war. Zuletzt konnte für die beiden Reaktoren aber auch gezeigt werden, dass die zusätzliche Dosierung eines leicht abbaubaren Substrats für den speziellen Fall der Methylcellulose bzw. des kommunalen Ablaufs nicht zu einer Steigerung der Abbauleistung führte.

Nach Beendigung der Phase 2, die mit der Außerbetriebnahme des SBR zusammenfiel, wurde im FBBR die letzte Phase 3 gestartet, bei der der Einfluss der hydraulischen Verweilzeit bzw. der Schlammbelastung auf die Abbauleistung untersucht werden sollte. Dafür wurde zunächst die zusätzliche Dosierung von Glucose aufgrund des fehlenden positiven Effekts und der schwierigeren Dosierung eingestellt. Nach 1 Woche wurde dann die hydraulische Aufenthaltszeit t_R auf 0,71 Tage verkürzt, indem der Durchfluss um ca. 50% erhöht wurde (von 8 L/d auf 11,2 L/d). Nach einer weiteren Woche wurde t_R auf 0,5 Tage verkürzt, indem der Durchfluss um weitere 50% erhöht wurde (von 11,2 L/d auf 16 L/d). Zwar war der betrachtete Zeitraum jeder Einstellung nur kurz, es zeigte sich aber keine große oder plötzliche Verschlechterung der Abbauleistung. Die mittleren CSB-Ablaufkonzentrationen während der ersten beiden Wochen ($t_R = 1 \text{ d}$, danach $t_R = 0,7 \text{ d}$) betrugen 28,1 respektive 28,3 mg/L und waren somit fast identisch. Die weitere Absenkung von t_R auf 0,5 d führte zu einer geringen Erhöhung der Ablaufkonzentration auf 31,1 mg/L, was einer Erhöhung um 10% entspricht und somit über dem Toleranzbereich der CSB-Messung liegt.

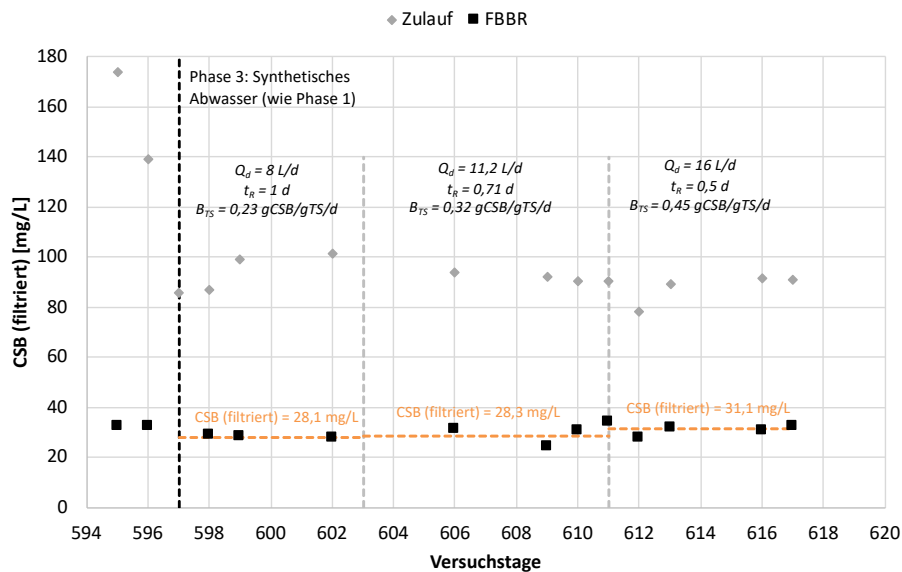


Bild 68 Verlauf der Zu- und Ablaufkonzentrationen des gelösten CSB für den FBBR in Phase 3

Zusammenfassend ist der Einfluss der Schlammbelastung bzw. der hydraulischen Aufenthaltszeit für die betrachteten Werte für t_R zwischen 0,5 d und 1 d äußerst gering. Der erwartbare Trend einer schlechteren Abbauleistung bei geringeren hydraulischen Aufenthaltszeiten (ab 0,5 d) bzw. höherer Schlammbelastung ist dennoch zu erkennen.

3.2.3.4 Vergleich der Abbauleistungen der untersuchten Reaktoren

Die in den vorangegangenen Abschnitten beschriebenen Abbauleistungen der Reaktoren SBR, MBBR, Ref-R und FBBR lassen sich gegenüberstellen und vergleichen. Dazu wurde auch das Ergebnis eines diskontinuierlichen Abbautests (Batchtest) herangezogen, wofür die vom ISAH modifizierte Methode nach DIN EN ISO 9888 – auch **Zahn-Wellens-Test** (ZW-Test) genannt – herangezogen wurde. Dafür wurde eine Stichprobe am 21.08.2018 aus der Nachklärung der kommunalen Kläranlage Herrenhausen entnommen (CSB = 29,7 mg/L) und 1:1 mit einer Methylcellulose-Lösung mit einer Konzentration von 100 mg/L vermischt, was dem Mischungsverhältnis des synthetischen Abwassers in Phase 1 entspricht. Als Inokulum wurde (nicht adaptierter) belebter Schlamm der Kläranlage Herrenhausen entnommen. Nach einer Laufzeit von 39 Tagen betrug **der gelöste Rest-CSB 48,2 mg/L**, was einem Abbaugrad von 49,1 % entspricht. Das Ergebnis ist den mittleren CSB-Ablaufwerten der Reaktoren in Phase 1 gegenübergestellt. Dabei wurde für die Mittelwertbildung nur die Zeit berücksichtigt, in der die Ablaufwerte ein stabiles Minimum erreichten. Als Vergleich diente die mittlere Zulaufkonzentration während der gesamten Phase 1 (91 mg/L). Die CSB-Konzentrationen und Abbaugrade sind in Bild 69 zusammengefasst. Für die Ermittlung der Abbaugrade wurde dagegen die Zulaufkonzentration herangezogen, die im Mittel im jeweiligen betrachteten Zeitraum des stabilen Minimums herrschte.

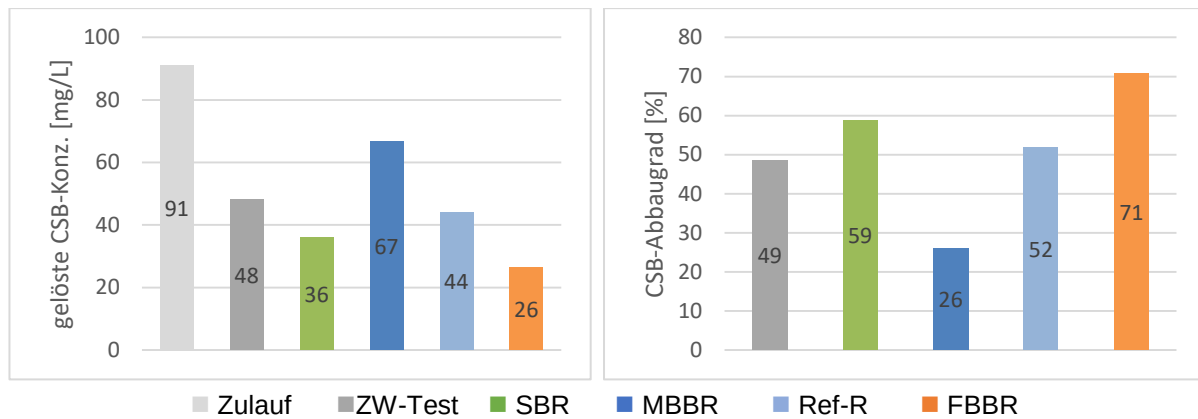


Bild 69 (Links) Vergleich der minimalen (gemittelten) gelösten CSB-Ablaufkonzentrationen im SBR, MBBR, Ref-R und FBBR mit der Zulaufkonzentration und dem Ergebnis eines Zahn-Wellens-Tests. (Rechts) Vergleich der Abbaugrade

Mit Ausnahme des MBBR, der vor allem aufgrund der Diffusionsbelüftung nicht ausreichend mit Sauerstoff versorgt war, konnte in allen Reaktoren bessere Abbaugrade erreicht werden als mit dem Zahn-Wellens-Test. Mit dem Zahn-Wellens-Test ließ sich der CSB (bestehend aus Methylcellulose und dem Ablauf kommunale Kläranlage) um 49 % auf 48 mg/L reduziert werden. Das bedeutet, dass weder die Methylcellulose (Konzentration ca. 65 mg/L) noch der Ablauf (Konzentration ca. 30 - 35 mg/L) vollständig abgebaut werden konnten. Im SBR, der mit einer geringen Schlammbelastung (zu Beginn der Versuche 0,09 g CSB/ (g TS * d)) und aufgrund der Bildung von aerobem, granularem Schlamm ein hohes Schlammalter aufwies, war der CSB-Ablaufwert mit durchschnittlich 36 mg/L deutlich niedriger und bedeutet einen vollständigen Abbau der Methylcellulose. Die niedrigsten und stabilsten Ablaufwerte zeigte aber der FBBR, der als konventioneller Biofilmreaktor mit einer ebenfalls geringen Schlammbelastung betrieben wurde. Der Ref-R erreichte trotz eines schlechten Schlammrückhaltesystems aufgrund der nicht geeigneten Oberflächenbeschaffenheit des Trägers (Silikon) mit 44 mg/L dennoch ähnliche CSB-Ablaufwerte wie der Zahn-Wellens-Test.

Dabei lassen sich folgende wichtige Einstellungen in den Reaktoren als wichtige Einflussfaktoren isolieren.

- ✓ **Schlammrückhalt/ hohes Schlammalter:** Die ursprüngliche Idee, dass im SBR ein relativ kurzes Schlammalter im Vergleich zu den Biofilmreaktoren MBBR, Ref-R und FBBR herrscht, konnte zwar in den Versuchen aufgrund der spontanen Bildung von Granular nicht umgesetzt und überprüft werden. Dafür lässt sich aber ein Vergleich anstellen zwischen den Reaktoren MBBR und Ref-R mit grundsätzlich schlechtem Biomasserückhalt/ niedrigem Schlammalter und den Reaktoren SBR und FBBR mit einem guten Biomasserückhalt, wenn auch mit unterschiedlichen Strategien (granularer Schlamm bzw. Biofilm). Vernachlässigt man den Schlammverlust durch den Ablauf in den Reaktoren SBR und FBBR, betrug das Schlammalter nach erfolgreicher Adaption mehr als 180 Tagen (= Zeit, die benötigt wurde, um ein stabiles Minimum zu erreichen).
- ✓ **Sauerstoffversorgung:** Wie im MBBR und Ref-R zu erkennen, spielt eine hohe Sauerstoffkonzentration eine wichtige Rolle. Die höchste Abbaurate für den MBBR betrug 26%, für den Ref-R mit optimaler Sauerstoffversorgung dagegen 52%, was einer Steigerung von 100% entspricht. Eine Unterversorgung führt, wie im MBBR, zu einem unvollständigen Abbau. Eine hohe Sauerstoffkonzentration erhöht zum einen die Umsatzgeschwindigkeit. Aerobe Bedingungen erhöhen aber auch die Wahrscheinlichkeit, dass zum Abbau befähigte Organismen enthalten sind, da die Vielfalt der anaeroben Mikroorganismen im Vergleich zu aeroben kleiner ist. Für den konkreten Fall von Me-

thylcellulose gibt es aber in der Literatur Nachweise mindestens eines obligat anaeroben Bakteriums der Gattung *Clostridium* (Hauptgruppe *Firmicutes*), das Methylcellulose unter anaeroben Bedingungen abbauen kann (MARTY, 1985).

Dagegen lieferten folgende Einstellungen keinen deutlichen Vorteil bei der Abbauleistung:

- × **Hydraulische Verweilzeit:** Mit der Einstellung unterschiedlicher hydraulischer Verweilzeiten im FBBR (Phase 3), die letztlich auch die Schlammbelastung beeinflussen, konnten in dem hier untersuchten Rahmen keine starken Einflüsse auf die Abbaubarkeit festgestellt werden. Bei der Absenkung der Aufenthaltszeit von 1 Tag auf $\frac{1}{2}$ Tag verschlechterte sich der Ablaufwert lediglich von 28,1 auf 31,1 mg/L. Für das betrachtete Substrat Methylcellulose und den kommunalen Ablauf scheint eine Aufenthaltszeit von $\frac{1}{2}$ Tag ausreichend zu sein, um die Stoffe abzubauen.
- × **Substratkonkurrenz/Co-Metabolismus:** Ebenso wenig relevant hat sich im Rahmen dieser Versuche die ausschließliche Verfügbarkeit von schwer abbaubarem Substrat erwiesen. Allerdings ist die Aussagekraft hier begrenzt, da alle Reaktoren mit dem schlecht abbaubaren Substrat eingefahren wurden, sodass die Biozönose daran angepasst war. Sobald diese Biozönose aber vorhanden ist, „schadet“ die Zugabe eines leicht abbaubaren Substrats nicht oder nur sehr geringfügig. Voraussetzung dafür ist, dass sich auch die langsam wachsenden Mikroorganismen, die zum Abbau des schlecht abbaubaren Substrats befähigt sind, im System anreichern können und nicht verdrängt werden. Es ist vorstellbar, dass dies bei langfristigen Umstellungen des Substrats möglich ist. Kurzzeitige Stoßbelastungen, wie sie in industriellen Betrieben üblich sind, haben dagegen keine negativen Auswirkungen auf den Abbaugrad der schlecht abbaubaren Substanz.

3.2.3.5 Adaption der Biozönosen – TS-Analysen, mikroskopische & gentechnische Analysen

Durch die lange Laufzeit der Versuche von über einem Jahr konnte der Prozess der Adaption in den Reaktoren gut beobachtet werden. Ein möglicher Parameter zur Bewertung der Anreicherung ist der TS-Gehalt. Die verwendete Analytik für die Biofilmreaktoren (MBBR, MBBR-Ref und FBBR) ist in Abschnitt 3.1.7.2 bereits beschrieben worden.

Entwicklung der Biozönose im SBR – Bildung von granularem Schlamm

TS-Gehalt und makroskopische Untersuchungen

Für den **SBR** konnten in unregelmäßigen Abständen aus dem Reaktor auch während des Betriebs Proben entnommen werden. Eine Steuerung der TS-Konzentration wurde nur während der Phase 0 vorgenommen. Während dieser Phase kam es nämlich zu großen Verlusten an Biomasse kam, was zuallererst an einem hohen Schlamm Spiegel im nachgeschalteten Schlammfang zu erkennen war und schließlich auch mit TS-Messungen nachgewiesen werden konnte (vgl. Bild 70). Der rechnerische TS-Gehalt unmittelbar nach der Befüllung des SBR mit 2,5 L Belebtschlamm und 7,5 L Substrat betrug 0,9 g TS/L und wurde auch mit einer Messung bestätigt. Anschließend kam es aber immer wieder zu Schlammabtrieb trotz Wiederauffüllung von altem (abgetriebenem) und frischem Schlamm. Ein möglicher Grund ist die geringe Zufuhr von abbaubaren Stoffen und die darauffolgende Selbstaflösung des Schlammes. Erst nach Umstellung des Substrats war es möglich, den TS-Gehalt ausreichend hoch zu halten. Eine Steuerung durch Entnahme/Zugabe von Schlamm wurde dann nicht mehr durchgeführt. Der TS-Gehalt stieg über den Betriebszeitraum leicht auf knapp 1 g TS/L.

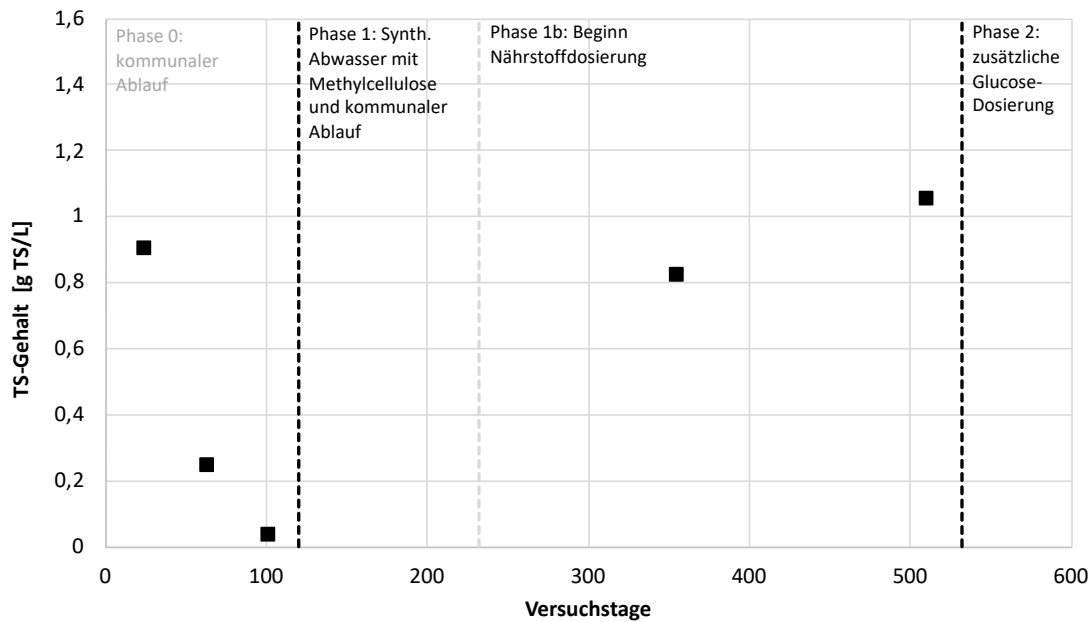


Bild 70 TS-Gehalt des suspendierten Schlammes im SBR

Durch die **unerwartete Bildung von granularem Schlamm im SBR** war eine repräsentative Stichprobenahme aber sehr schwierig. Zudem wurden die Granular erst spät im Versuchsablauf während der Reinigung des Reaktors aufgrund von Algenwachstum (Tag 339), sodass die großen bzw. schweren Granula in den Proben nicht enthalten waren. Optisch war zu erkennen, dass ein nicht unerheblicher Anteil der Biomasse in den Granula gebunden, wodurch der gemessene TS-Gehalt wahrscheinlich unterschätzt wurde. Bei der Außerbetriebnahme des Reaktors wurde der TS-Gehalt nicht mehr bestimmt, sondern stattdessen mikroskopische Untersuchungen und Absetzversuche mit dem suspendierten und granularen Schlamm durchgeführt. Bild 71 zeigt eine Fotoaufnahme des granularen Schlammes, auf dem deutlich die kompakte Struktur der Granula zu erkennen ist.



Bild 71 Fotoaufnahme des granularen Schlammes aus dem SBR

Mithilfe eines Lichtmikroskops wurden des Weiteren zwei Stichproben des granulierten Schlammes auf die Partikelgrößen(verteilung) untersucht. Bild 73 zeigt beispielhaft Aufnahmen des granularen Schlammes, die mit einem Lichtmikroskop und 10-facher Vergrößerung aufgenommen wurden. Insgesamt wurden 162 Granula vermessen, um die Partikelgrößenverteilung zu berechnen (vgl. Bild 72).

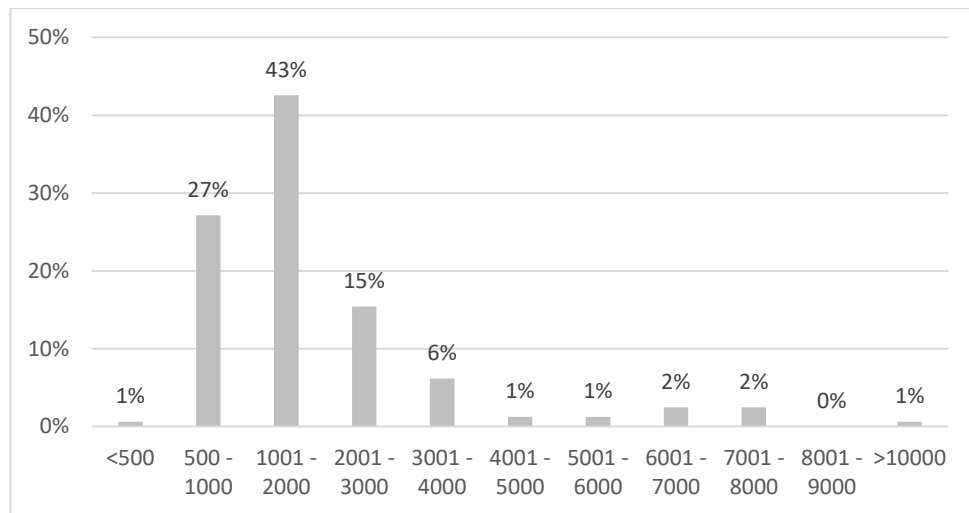


Bild 72 Partikelgrößenverteilung des granularen Schlammes im SBR

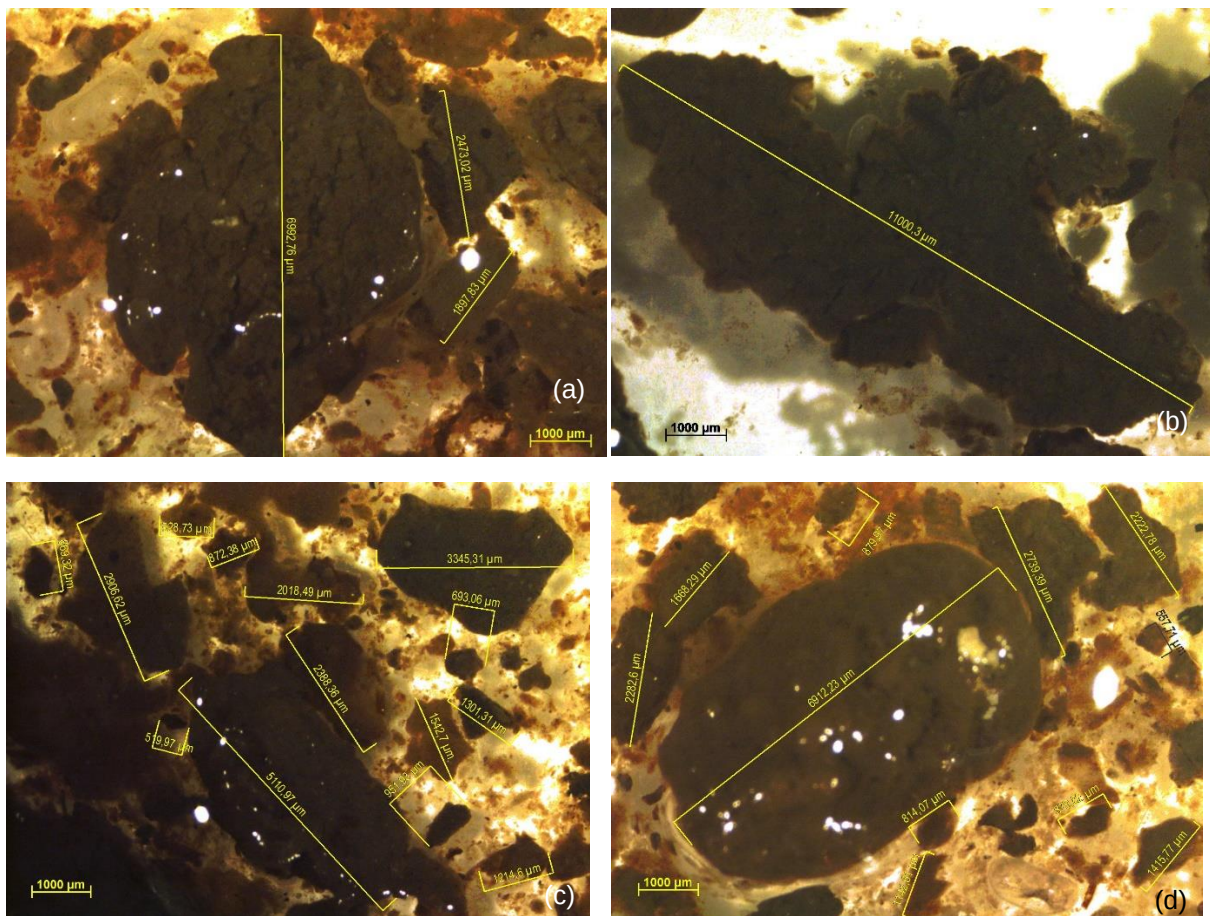


Bild 73 Auswahl lichtmikroskopischer Aufnahmen des granularen Schlammes aus dem SBR

Der **Durchmesser** der vermessenen Granula reichte von 417 µm bis 11.000 µm und betrug im **Median 1.354 µm**. In der Literatur werden Durchmesser von 1.000 bis 3.000 µm als vorteilhafte Größe für granularen Schlamm (in Bezug auf die Performance) erachtet (SARMA u. a., 2017). In diesem Bereich befanden sich 58% aller vermessenen Granula. Weiterhin lagen 27% der Granula im Größenbereich von 500 bis 1.000 µm. Es waren aber auch wesentlich größere Granula mit Durchmessern > 5.000 µm mit

einem Anteil von 5% nachweisbar. Diese großen „reifen“ Granula sind zwar laut Literaturangaben weniger vorteilhaft für die Reinigung/ Performance, zeugen aber von einem hohen granularen Schlammalter und somit einer hohen Biodiversität. In einer Stichprobe wurde außerdem der Glühverlust (GV) der Granula bestimmt (möglichst ohne suspendierten/ flockenbildenden Schlamm). Dieser war mit 57% wesentlich geringer als für Schlammflocken und ist ein Beleg für einen erhöhten Anteil an mineralisierter Biomasse im Inneren der Granula.

Zuletzt wurden einfache Absetzversuche mit dem SBR-Schlamm in einem Messzylinder durchgeführt, dessen Resultate in Bild 74 zu sehen sind. Dafür wurde eine möglichst gut durchmischte Schlammprobe mit einem Volumen von 1 L aus dem SBR entnommen. Unmittelbar nach Einfüllen, nach 1min und nach 5min wurde der Schlammspiegel gemessen. Bereits nach 5 min ist ein Großteil des Schlammes zu Boden gesunken. Es ist zu erkennen, dass trotz einer langen Absetzphase im SBR-Zyklus von einer Stunde die Absetzeigenschaften des Schlammes denen eines granularen Schlammes entsprechen.

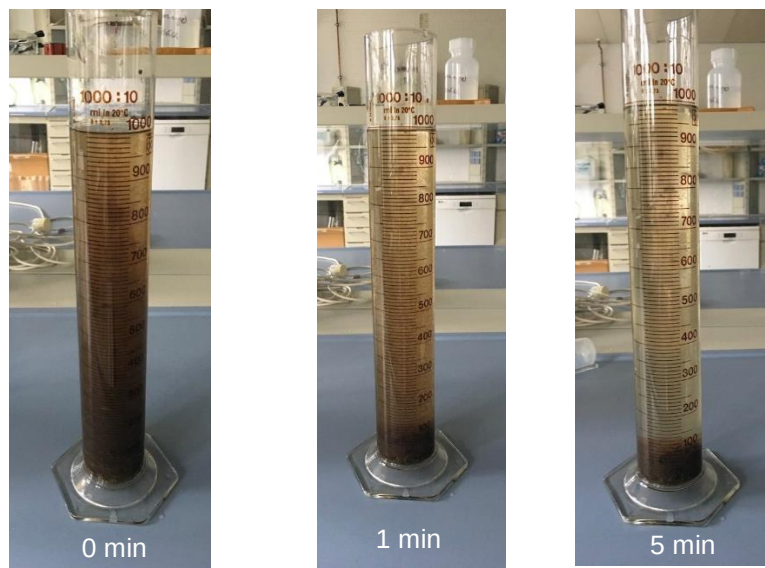


Bild 74 Absetzversuche mit granularem Schlamm aus dem SBR unmittelbar nach Außerbetriebnahme der Versuche

Eine Rekonstruktion der genauen Gründe, warum sich im SBR unter diesen Bedingungen granularer Schlamm gebildet hat, ist schwierig, da zum einen die Bildungsmechanismen von granularem Schlamm bis heute nicht verstanden sind und zum anderen die gängige Herangehensweise zur Züchtung von granularem Schlamm nicht den Bedingungen dieses SBR entsprechen. Die Bedingungen, unter denen granularer Schlamm üblicherweise selektiert wird, haben (DE KREUK & VAN LOOSDRECHT, 2004) aus vergangenen Studien zusammengefasst:

- Bildung von langsam abbaubaren Speicherpolymeren (z.B. PHB). Dies wird i.d.R. durch **Feast/Famine-Zyklen** induziert. Dabei wird in den **Feast**-Zeiten **ein leicht abbaubares Substrat dosiert**, das zum Teil als PHB im Zellinneren gespeichert wird.
- Eine **kurze Absetzzeit** (weniger als 10 min) wird häufig als Selektionsdruck für die Bildung von schnell absetzbaren Granula verwendet.
- **Hohe Scherkräfte während der Belüftungsphasen** (SBR-Zyklus) sorgen für weiteren Selektionsdruck und zur Bildung von kompakten Flocken bzw. Granular, die besonders gut zusammenhalten.

Für die hier durchgeführten Versuche am SBR trifft im Grunde nur die letzte Bedingung zu, nämlich die hohen Scherkräfte. In diesem Fall wurden diese durch einen grobblasigen, länglichen Belüfterstein erzeugt. Die Strömung war aufgrund des fehlenden Rührers turbulent, sodass anzunehmen ist, dass dies

eine Granulabildung begünstigt hat. Ein Feast/Famine-Zyklus herrscht im SBR zwar grundsätzlich aufgrund der unbelüfteten Absetz- und Entleerungszeit, eine Zugabe von leicht abbaubarem Substrat erfolgte aber nicht. Der vielleicht größte Unterschied zu bisherigen Strategien der Granulabildung ist aber die **Absetzzeit**, die im Rahmen dieser Versuche auf **1h** ausgeweitet wurde (um den Schlammabtrieb zu minimieren und möglichst viel Schlamm im System zu behalten). Diese Einstellung übt keinen Selektionsdruck hinsichtlich der Absetzbarkeit aus. Es sind bisher keine Systeme mit granularem Schlamm bekannt, die unter ähnlichen Bedingungen erfolgreich betrieben wurde. Es ist lediglich bekannt, dass hohe Schlammbelastungen zu einer weniger dichten Granulastruktur führen (Li u. a., 2008). Möglicherweise führte die **geringe Schlammbelastung** zu günstigen Bedingungen für die Bildung von granularem Schlamm.

Extrazelluläre Polymere Substanzen (EPS) spielen bei der Granulabildung – wie auch bei der Biofilmbildung – eine wichtige Rolle (SARMA u. a., 2017). Möglicherweise führten die starke Substratumstellung und die ausschließliche Zugabe von schlecht abbaubarem Substrat zu einer Stresssituation, die die Bildung von EPS begünstigte. Die EPS-Matrix erfüllt dann eine Schutz- und Speicherfunktion. Eine ähnliche Wirkung wird mit der Theorie der *Shock Resistance* erzielt, bei der wiederholte Einzelfälle an bestimmten Stresssituationen (z.B. pH-, Temperatur-, Belastungsspitzen) zu einer höheren Robustheit (Resilience und Resistance) führen (CABROL u. a., 2012).

Lichtmikroskopie

Neben einzelligen Mikroorganismen wurde auch eine Vielzahl von Protozoen (komplexere Mikroorganismen) mithilfe des Lichtmikroskops **taxonomisch klassifiziert**. Dabei konnten Amöben (*Arcella* sp., *Euglypha* sp.), spitze Blasenschnecken (*Physella acuta*), Wassermilben, Hüpferlinge (*Cyclops*), Nauplius-Larven, Borsten von Fadenwürmern (*Nematoda*), Rädertierchen und sehr häufig Muschelkrebse und Pantoffeltierchen (*Paramecium*) identifiziert werden. Die gefundenen Arten sind Indikatoren für ein hohes Schlammalter, eine geringe Schlammbelastung und eine gute Sauerstoffversorgung. Es wird allgemein angenommen, dass ihre Rolle in der Abwasserreinigung die Klärung des Ablaufs durch die Elimination frei schwebender Bakterien ist (MADONI, 2011).

FISH-Analyse

Zuletzt wurde eine **mikrobiologische Populationsanalyse** mittels **Fluoreszenz-In-Situ-Hybridisierung (FISH)** einer Stichprobe des Belebtschlammes aus dem SBR vom 11.11.2019 durch die Firma Vermicon durchgeführt. Die Beschreibung der Messmethode und die mittels spezifischen Gensonden untersuchten Gruppen sind in Abschnitt 3.1.7.4 aufgeführt. Mit den spezifischen Gensonden konnten mehr als 98% der Gesamtzellen identifiziert werden. Insgesamt wies die Schlammprobe eine **geringe Lebendzellzahl von 31%** auf. Besonders im Vergleich mit der Schlammprobe aus der originären kommunalen Kläranlage Herrenhausen (vom 23.03.2020) analysiert wurde, zeigen sich deutliche Abweichungen. In Bild 75 sind beide Populationen gegenübergestellt. Die Zusammensetzung der Population in der kommunalen Probe entsprach einem üblichen kommunalen Belebtschlamm mit einer guten Aktivität (67% Lebendzellzahl). Typisch waren außerdem der hohe Anteil an *Alpha*- und *Betaproteobacteria* von 35%. *Chloroflexi* mit insgesamt 18% stellen eine wichtige Bakteriengruppe dar, die sich positiv auf das Flockengerüst auswirken. Demgegenüber zeigen sich bei der **Populationsanalyse des SBR-Schlammes** deutliche Abweichungen, die die Adaption des Schlammes belegen. Das zeigt sich an einem reduzierten Anteil an sonst dominierenden *Alpha*- und *Betaproteobacteria* sowie an hohen Anteilen an ***Deltaproteobacteria* (24%), Planktomyzeten (20%), Nitrospirae (17%) und Archaea (6%)**. Besonders der Anteil an Archaea ist außergewöhnlich, da sie i.d.R. bei der aeroben C-Elimination in kommunalen Anlagen keine Rolle spielen. Gut untersucht ist ihre Bedeutung bisher nur beim anaeroben Kohlenstoffabbau (Methanogenese) und bei der anaeroben Ammoniumoxidation. (WINKLER u. a., 2012)

konnten nachweisen, dass im **Inneren von granularem Schlamm** vermehrt Archaea angesiedelt sind, die auch ein wesentlich höheres Schlammalter aufgrund ihrer geringen Wachstumsrate benötigen. Dies könnte eine mögliche Erklärung für den erhöhten Anteil in der SBR-Probe sein.

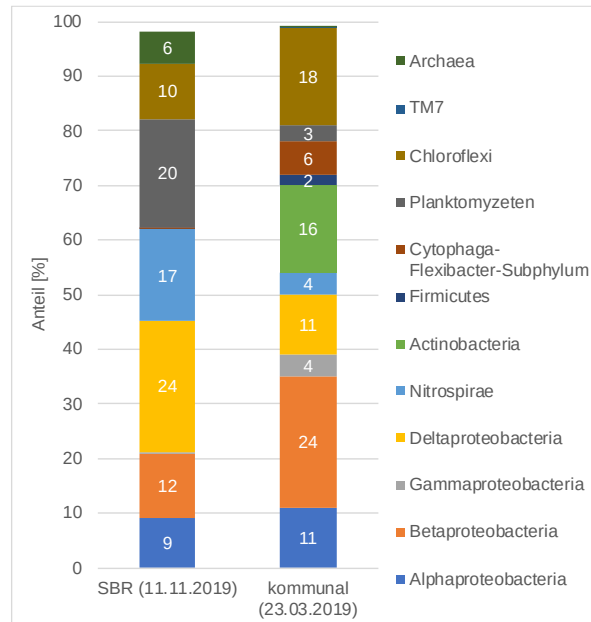


Bild 75 Populationsanteile der Hauptgruppen der Bakterien und Archaea für den originären kommunalen Belebtschlamm und den suspendierten/ granulierten Belebtschlamm aus dem SBR

Der dominierende Anteil an *Deltaproteobacteria* (24%) dagegen kann auch nach einer Literaturschau nicht erklärt werden. Es ist lediglich bekannt, dass viele schwefelreduzierende Bakterien in diese Stammgruppe fallen. Stichprobenhafte Messungen des Sulfatgehalts in der Vorlage ergaben keine auffällig hohen Konzentrationen (im Mittel 123,5 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$). Ebenfalls ist die **Rolle der Planktomyzeten unbekannt**, die mit einem Anteil von 20% den zweitgrößten Anteil an der Gesamtpopulation hielten. In der Literatur spielt die Bakteriengruppe eher in Zusammenhang mit der anaeroben Ammoniumoxidation (Annamox-Bakterien) und dort auch als granularer Schlamm oder Biofilm eine Rolle (SUTO u. a., 2017). Neben Annamox-Bakterien sind auch andere Vertreter der Gruppe an niedrige Sauerstoffkonzentrationen angepasst und fakultativ anaerob. Aufgrund ihres andersartigen Zellmembranaufbaus sind sie resistent gegen bestimmte Antibiotika (CAYROU u. a., 2010). Ein Zusammenhang mit dem Abbau von Methylcellulose bzw. dessen Metaboliten (Cellulose, Cellobiose), dem Hauptbestandteil des Zulaufs in diesen Versuchen, kann in diesem konkreten Fall nicht eindeutig hergestellt werden, da es in der Literatur bisher lediglich Hinweise darauf gibt, dass einige Spezies der Planktomyzeten in der Lage sind, pflanzenbasierte Biopolymere, wie z.B. Chitin, abzubauen (RAVIN u. a., 2018). Für Vertreter der Planktomyzeten konnte nur für einige Spezies (z.B. *Telmatocola sphagniphila*) Cellulose abbauende Fähigkeiten nachgewiesen werden (KULICHEVSKAYA u. a., 2012). Tatsächlich ist der Abbau von Cellulose(derivaten) nicht exklusiv auf Planktomyzeten beschränkt, da Cellulose in der Umwelt in großen Mengen natürlich vorhanden ist. Für unterschiedliche Gattungen (Bakterien, Archaea und Pilze) konnte der aerobe und anaerobe Abbau von Cellulose nachgewiesen werden (SCHELLENBERGER, 2011). In einer Studie konnten verschiedene Spezies des Stammes *Streptomyces*, die zur Hauptgruppe der Actinobacteria gehören, aus Erdproben isoliert werden, die in der Lage sind, Carboxymethylcellulose abzubauen (WIRTH & ULRICH, 2002). Diese Gruppe konnte im SBR-Schlamm jedoch nicht nachgewiesen werden. Auffällig ist

zuletzt auch der **hohe Anteil an Nitrospirae** (17%). Dieser kann theoretisch mit einer insgesamt geringeren Zellzahl/ml im SBR-Schlamm erklärt werden, denn absolut ist die Konzentration an Nitrospirae im kommunalen Schlamm ($5,8 \times 10^7$ Zellen/mL) um fast eine log-Stufe höher als im SBR-Schlamm ($8,2 \times 10^6$ Zellen/mL). Es ist vorstellbar, dass die Nitrospirae im SBR-Schlamm einen höheren prozentualen Anteil ausmachen, weil dieser mit einer vergleichsweise geringeren Belastung an organischer Verschmutzung betrieben wurde, die Stickstoffkonzentrationen dagegen durch die Nährstoffdosierung dennoch hoch waren.

Entwicklung der Biozönose im MBBR und Ref-R

Die TS-Gehalte in den beiden Reaktoren MBBR und Ref-R konnten – anders als im SBR - nur zum Schluss der Versuche bestimmt werden und betrugen **1,7 g TS/L im MBBR** mit respektive **2,2 g TS/L im Ref-R**. Beide TS-Gehalte lagen über dem TS-Gehalt des SBR (im Mittel 1 g TS/L). Aufgrund der sichtbar schlechten Anhaftung des Biofilms an den Silikonschlauch wurden in beiden Reaktoren geringere TS-Gehalte erwartet. Die bessere Abbauleistung im Ref-R im Vergleich zum MBBR zeigt sich also auch an einem höheren Biomassewachstum. Auch optisch war zu erkennen, dass sich wesentlich mehr Biomasse akkumulieren konnte. Die Angabe eines spezifischen TS-Gehalts (bezogen auf die Membranoberfläche) ist in beiden Fällen nicht sinnvoll, da zu erkennen war, dass die Biomasse in beiden Reaktoren nicht oder nur in unbedeutenden Anteilen am Silikonschlauch anhaftete, sondern eher an der Trägerkonstruktion (Stahlgitter), eine Bestimmung der Biofilmoberfläche also schwierig ist. Aufgrund der vorzeitigen Außerbetriebnahme aufgrund einer geringeren Abbauleistung wurden keine gentechnischen oder mikroskopischen Untersuchungen an den Biozönosen durchgeführt.

Entwicklung der Biozönose im FBBR

TS-Gehalt

Die Kontrolle des TS-Gehalts erfolgte im FBBR zu Beginn über einen parallel betriebenen 1L-Biofilmreaktor (der auf dieselbe Weise mit Belebtschlamm angeimpft wurde wie der eigentliche 8L-FBBR), bei dem regelmäßig Strangabschnitte zur Analyse des TS-Gehalts entfernt wurden, um die initiale Entwicklung des Biofilms zu quantifizieren. Nach erfolgreicher Inbetriebnahme/ Besiedlung der Träger wurde der TS-Gehalt im 8L-FBBR erst nach Außerbetriebnahme gemessen, indem mehrere innen- und außenliegende Stränge nach derselben Methodik analysiert wurden. Während der ersten zwei Monate betrug der spezifische TS-Gehalt zwischen 1,54 und 2,76 g TS/m, wobei hier große Schwankungen (nach unten) der mehrfachen Entnahme von Biomasse durch Abwaschen vom Strangträger geschuldet sind. Es ist also davon auszugehen, dass der TS-Gehalt eher im oberen Bereich lag. Zum Ende der Versuche betrug der spezifische TS-Gehalt insgesamt **4,74 g TS/m**, was einer deutlichen Biomassezunahme über den Verlauf der Versuche entspricht. Dies entspricht einem TS-Gehalt von **3,2 g TS/L**. Im Vergleich zu großtechnischen Anwendungen entspricht der TS-Gehalt eher einem geringen Bewuchs. In kommunalen Anlagen liegt der spezifische TS-Gehalt zwischen 10 und 20 g TS/m (MOREIRA-BRITO, 2019). Somit kam es auch während des einjährigen Betriebs nicht zu einer starken Verschlämmung der Träger, sondern zu einer stabilen Population, die sich optisch deutlich vom Inokulum unterschied (vgl. Bild 76).

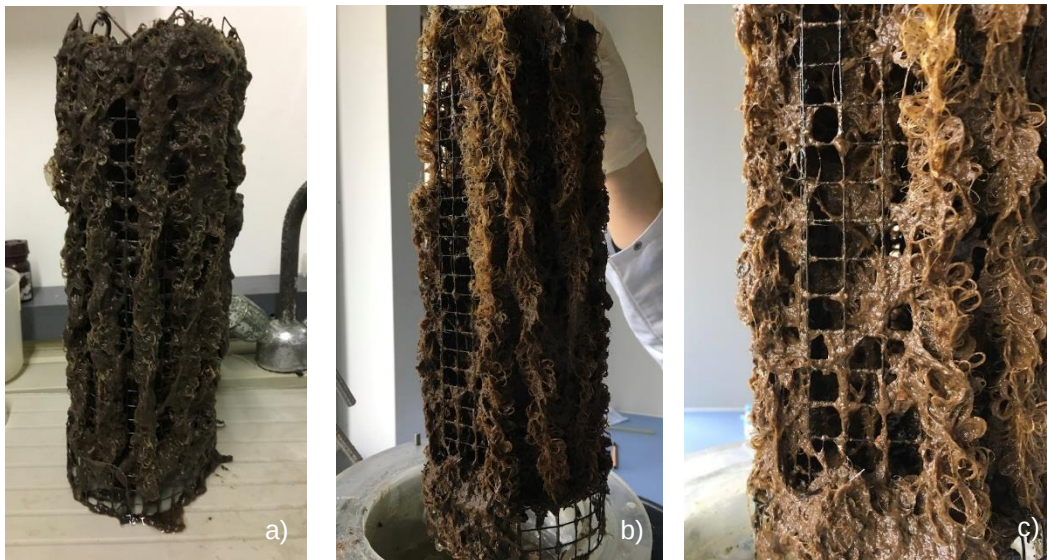
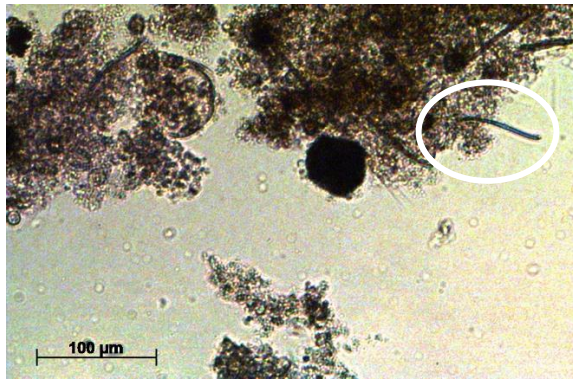


Bild 76 Aufnahmen der Trägerkonstruktion und der Strangträger mit Biofilm im FBBR. (a) unmittelbar nach der Animpfung. (b) und (c) nach 11-monatigem Betrieb

Bei der Probenahme zur finalen TS-Bestimmung kam es unweigerlich zu Erschütterungen der Trägerkonstruktion, wodurch es schnell zur Ablösung von sonst sessiler Biomasse kam. Daher wurde für die Bestimmung des TS-Gehalts auch eine Probe des suspendierten Schlammes entnommen und bei der Berechnung des spezifischen TS-Gehalts berücksichtigt. Der Anteil des leicht ablösbaren Schlammes an der gesamten Biomasse betrug 32%. Ein Vergleich der spezifischen TS-Gehalte der inneren Stränge (4,05 g TS/m) und äußeren Stränge (2,6 g TS/m) zeigte einen **stärkeren Bewuchs im Inneren des Reaktors** aufgrund der schlechteren Strömungsverhältnisse.

Lichtmikroskopie

Die Änderung der Biozönose konnte ebenfalls mit lichtmikroskopischen Untersuchungen/ taxonomischen Identifizierung der Protozoen und Metazoen bestätigt werden. Hier zeigte sich ein ähnliches Bild wie im SBR-Schlamm mit einer hohen Anzahl an Protozoen, die ein langes Schlammalter benötigen. Es wurden mehr Gabelborsten als im SBR-Schlamm gefunden, die einen Hinweis auf Fadenwürmer liefern (vgl. Bild 77a). Weitere Funde umfassten Schalenamöben, Nauplius-Larven, Hüpferlinge (Bild 77b) und Ciliaten. Insgesamt zeigte sich – bis auf die im SBR-Schlamm zahlreich enthaltenen Blasen-schnecken – eine ähnliche Zusammensetzung der Protozoen- und Metazoengemeinschaft. Ein Vorteil einer hohen Anzahl an Protozoen ist die natürliche Kontrolle des Biofilms durch Abgrasen. Aus der Domäne der Bakterien wurden außerdem Spirochaeten identifiziert, die üblicherweise in Abwasserbehandlungsanlagen zu finden sind.



a) Gabelborsten von Fadenwürmern



b) Phasenkontrastbild eines Hüpfertierchens

Bild 77 Lichtmikroskopische Aufnahmen von Protozoen im FBBR-Schlamm

Optische Kohärenz-Tomographie (OCT) und Rasterelektronenmikroskopie (REM)

Weitere bildgebende Verfahren (OCT und REM) mit dem Ziel, die Biofilmdicke zu vermessen, wurden an einem Strangträger aus dem zuvor erwähnten 1L-FBBR getestet. In Bild 78 sind zwei Aufnahmen eines entnommenen Strangträgers mit Biofilm zu erkennen. Während der Messungen befand sich der Strangträger nicht im Wasser, der Biofilm aber noch feucht.

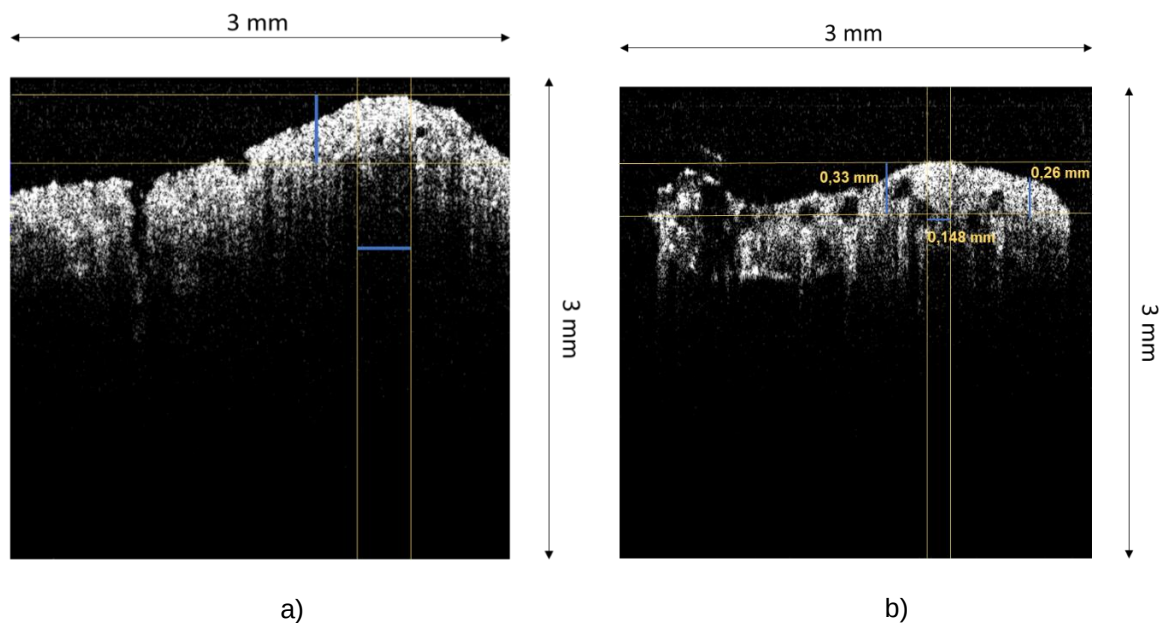


Bild 78 Aufnahmen mit der Optischen Kohärenz-Tomographie eines Strangträgers mit Biofilm aus dem FBBR (1L-Reaktor)

Die poröse Struktur des Biofilms ist als helle Fläche gut zu erkennen. Eine stichprobenhafte Vermessung des hellen Bereichs ergab eine Biofilmdicke von 0,33 bis 0,43 mm. Problematisch war allerdings die starke Lichtbrechungsrate verursacht durch die Inhomogenität des Biofilms. Das führte dazu, dass die Grenze zwischen Biofilm und Träger nicht deutlich zu erkennen war – trotz einer theoretischen Eindringtiefe von bis zu 3 mm. Aus diesem Grund und aufgrund des hohen Aufwandes der Vermessung ex-situ wurde diese Methode nicht weiterverfolgt.

Als weitere Methode wurde die Rasterelektronenmikroskopie (REM) getestet. Die Probe musste zuvor, wie in der REM üblich, dehydriert und unter Vakuum mit Gold beschichtet. Dies führt zwangsläufig zu einer Veränderung der Biofilmdicke, wodurch diese Methode ebenfalls nicht weiterverfolgt wurde.

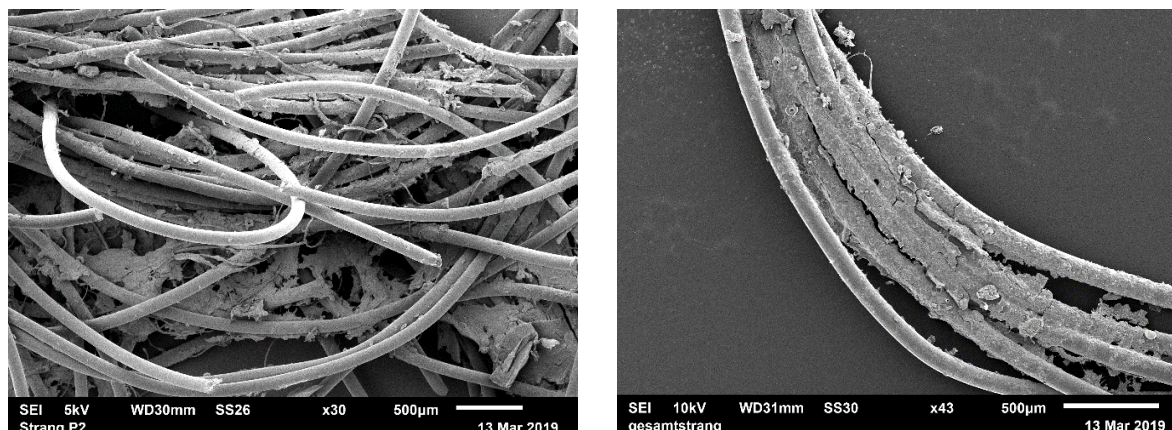


Bild 79 Aufnahmen mit der Rasterelektronenmikroskopie der einzelnen Textilfasern eines Strangträgers mit Biofilm aus dem FBBR (1L-Reaktor)

FISH-Analyse

Wie aus dem SBR, wurden auch aus dem FBBR Proben für gentechnische Untersuchungen (FISH-Analyse) durch das Labor Vermicon entnommen. Hierfür wurden jedoch zwei Proben eingeschickt. Wie bereits erwähnt, kam es bereits bei leichten Erschütterungen zu einer Ablösung von Biofilm. Eine Probe wurde daher aus der entstandenen Suspension entnommen (**FBBR_{suspendiert}**), die andere Probe beinhaltete den Textilträger mitsamt dem dann noch anhaftenden Biofilm (**FBBR_{Biofilm}**). Die Gesamt- und **Lebendzellzahl** waren in der suspendierten jedoch mit $1,6 \times 10^6$ Zellen/mL bzw. **$4,2 \times 10^5$ Zellen/mL** (entspricht einem Anteil von 26%) **sehr gering**. Das deutet darauf hin, dass der überwiegende Teil der aktiven Biomasse als Biofilm auf dem Strang sitzt. Die Genauigkeit der Ergebnisse der suspendierten FBBR-Probe ist jedoch aufgrund der geringen Gesamtzellzahl kritisch zu betrachten. Die Populationsanalyse mit den Hauptgruppen der Bakterien und der *Archaea* sind für beide FBBR-Proben und den originären, kommunalen Belebtschlamm in Bild 80 gegenübergestellt.

Wie auch im SBR-Schlamm wichen die Populationen im FBBR-Schlamm deutlich von der Ursprungspopulation des kommunalen Schlammes ab. Beide Populationen **FBBR_{suspendiert}** und **FBBR_{Biofilm}** waren gekennzeichnet durch einen **geringeren Anteil an *Betaproteobacteria*** (6% bzw. 8% im Gegensatz zu 24%), die typischerweise einen hohen Anteil in kommunalen Belebungsanlagen haben (CYDZIK-KWIATKOWSKA & ZIELIŃSKA, 2016). Dafür war der Anteil an ***Deltaproteobacteria***, wie im SBR, mit 22 bzw. 18% **deutlich erhöht**. Die Population in der suspendierten/ **leicht ablösbaren Probe** **FBBR_{suspendiert}** unterschied sich von der sessilen Probe durch einen hohen Anteil an ***Archaea***, der mit **21%** die **am zweithäufigsten gefundene Gruppe/Domäne** in der Probe darstellte. Dies ist höher als im SBR (6%) und erstaunlich, da diese Domäne in aeroben kommunalen Kläranlagen keine wesentliche Rolle spielt, wie am geringen Anteil im kommunalen Schlamm zu erkennen ist.

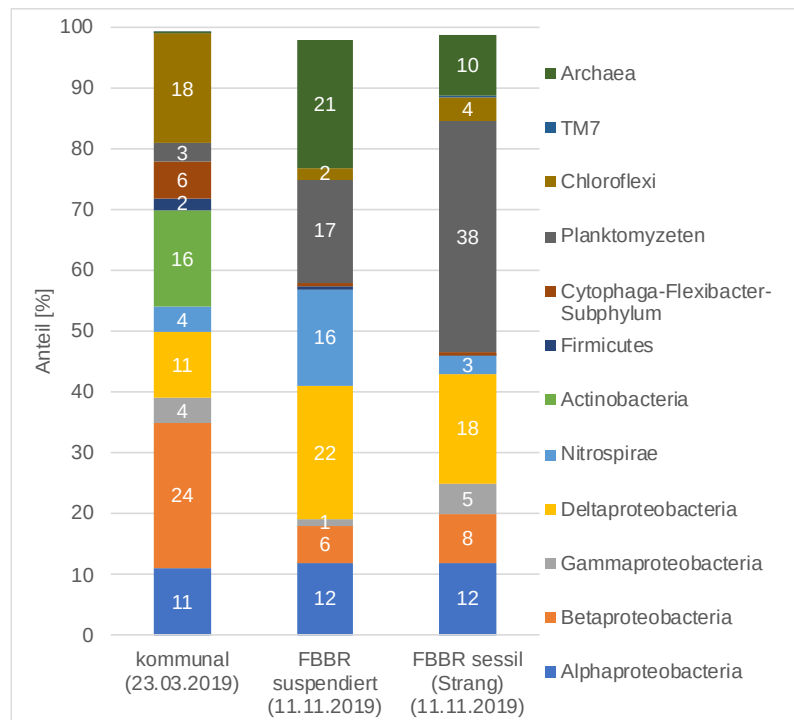


Bild 80 Populationsanteile der Hauptgruppen der Bakterien und Archaea für den originären kommunalen Belebtschlamm sowie den suspendierten Schlamm (nach leichter Erschütterung) und den Biofilm (sessil Strang) im FBBR

Wie auch im SBR-Schlamm wichen die Populationen im FBBR-Schlamm deutlich von der Ursprungspopulation des kommunalen Schlammes ab. Beide Populationen FBBR_{suspendiert} und FBBR_{Biofilm} waren gekennzeichnet durch einen **geringeren Anteil an Betaproteobacteria** (6% bzw. 8% im Gegensatz zu 24%), die typischerweise einen hohen Anteil in kommunalen Belebungsanlagen haben (CYDZIK-KWIATKOWSKA & ZIELIŃSKA, 2016). Dafür war der Anteil an **Deltaproteobacteria**, wie im SBR, mit 22 bzw. 18% **deutlich erhöht**. Die Population in der suspendierten/ **leicht ablösbaren Probe** FBBR_{suspendiert} unterschied sich von der sessilen Probe durch einen hohen Anteil an **Archaea**, der mit **21%** die **am zweithäufigsten gefundene Gruppe/Domäne** in der Probe darstellte. Dies ist höher als im SBR (6%) und erstaunlich, da diese Domäne in aeroben kommunalen Kläranlagen keine wesentliche Rolle spielt, wie am geringen Anteil im kommunalen Schlamm zu erkennen ist. Ein erhöhter Anteil an **Archaea** in Biofilmsystemen ist zwar grundsätzlich in der Literatur nicht belegt. Es ist aber bekannt, dass die meisten **Archaea** eine langsame Wachstumsrate aufweisen und daher Biofilmsysteme vorteilhaft für ihre Anreicherung sind. Dass gerade die äußere Schicht den höchsten Anteil an **Archaea** in allen Proben aufweist, hängt möglicherweise mit der geringen Lebendzellzahl/ Gesamtzellzahl zusammen, denn absolut wurden im Inneren des Biofilms mehr **Archaea** nachgewiesen ($1,5 \times 10^8$ Zellen/mL im Vergleich zu $8,8 \times 10^4$ Zellen/mL). Weiterhin auffällig ist der hohe Anteil an **Nitrospirae** mit **16%** im suspendierten/ leicht ablösbaren Schlamm FBBR_{suspendiert}. Dies deckt sich mit Messungen der Ammoniumkonzentration im Zu- und Ablauf des FBBR, die auf eine vollständige Nitrifikation schließen lassen, auch wenn die Konzentration im Zulauf mit 3 bis 4 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ eher gering waren. Damit ist der Anteil vergleichbar mit dem im SBR-Schlamm, jedoch aufgrund der geringen Lebendzellzahl/ Gesamtzellzahl in absoluten Zahlen mit $6,7 \times 10^4$ Zellen/mL wesentlich **geringer als im originären kommunalen Schlamm** ($5,8 \times 10^7$ Zellen/mL). Auch im Vergleich zur Biofilmprobe FBBR_{Biofilm} ($4,5 \times 10^7$ Zellen/mL) ist die Zellzahl wesentlich geringer. Die auffälligste Entwicklung in der Population des FBBR ist aber die deutlich **dominierende Gruppe der Planktomyzeten**, die mit 17 % im suspendierten/ leicht ablösbaren Schlamm (FBBR_{suspendiert}) und **sogar mit 38 % im Biofilm** (FBBR_{Biofilm}) nachgewiesen werden konnte. Da die FBBR_{Biofilm}-

Probe den **höchsten Anteil an lebenden Zellen aufwies (68%)**, ist anzunehmen, dass der innere Biofilm einen **wichtigen Anteil an der CSB-Elimination** trägt. Wie bereits im Abschnitt zur Populationsanalyse im SBR ausgeführt, ist die **Rolle der Planktomyzeten** in diesem Zusammenhang **nicht eindeutig**, denn in der Abwasserreinigung wurde diese Hauptgruppe bisher eher im Zusammenhang mit der anaeroben Ammoniumoxidation (Anammox-Bakterien) untersucht. Ein Zusammenhang mit dem Abbau von Methylcellulose bzw. dessen Metaboliten (Cellulose, Cellobiose), dem Hauptbestandteil des Zulaufs in diesen Versuchen, kann in diesem konkreten Fall nicht eindeutig hergestellt werden, da es in der Literatur bisher lediglich Hinweise darauf gibt, dass einige Spezies der Planktomyzeten in der Lage sind, pflanzenbasierte Biopolymere, wie z.B. Chitin, abzubauen (RAVIN u. a., 2018). Für Vertreter der Planktomyzeten konnte nur für einige Spezies (z.B. *Telmatocola sphagniphila*) Cellulose abbauende Fähigkeiten nachgewiesen werden (KULICHEVSKAYA u. a., 2012). Tatsächlich ist der Abbau von Cellulose(derivaten) nicht exklusiv auf Planctomyceten beschränkt, da Cellulose in der Umwelt in großen Mengen natürlich vorhanden ist. Für unterschiedliche Gattungen (Bakterien, Archaea und Pilze) konnte der aerobe und anaerobe Abbau von Cellulose nachgewiesen werden (SCHELLENBERGER, 2011). Da diese Gruppe aber den höchsten Anteil im FBBR ausmacht und dies mit einer sehr guten CSB-Elimination im Vergleich zum SBR korreliert, könnten möglicherweise Genera der Planktomyzeten für den Abbau der Methylcellulose in den hier durchgeführten Versuchen verantwortlich sein. Hier könnte eine **Populationsanalyse von großtechnischen biologischen Anlagen**, die hauptsächlich mit Abwasser aus der Methylcellulose-Produktion beschickt werden, weitere Hinweise liefern.

3.2.4 Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse

Zusammenfassend konnten mit den unterschiedlichen Reaktortypen SBR, MBBR, MBBR-Ref und FBBR unterschiedliche Abbaugrade für das Substrat (Methylcellulose und kommunaler Ablauf mit einer Anfangskonzentration von 91 mg/L im Mittel) erreicht werden.

Der **SBR** (Sequencing-Batch-Reaktor) wies die längste Adaptionsphase auf, erreichte dann aber einen **stabilen, mittleren Ablaufwert im gelösten CSB von 36 mg/L**, was einem **Abbau von 59%** entspricht. Die lange Adaptionsphase und die Betriebsbedingungen im SBR führten zur **Bildung von granularem Schlamm**, der ein langes Schlammalter aufweist und so das Wachstum langsam wachsender Mikroorganismen ermöglichte. Die Mechanismen, die zur Bildung des granularen Schlammes geführt haben, sind nicht abschließend erklärbar. Möglicherweise führten die **geringe Schlammbelastung** und die starke, grobblasige Belüftung (**hydraulische Scherkräfte**) zu günstigen Bedingungen für die Bildung von granularem Schlamm. Andere Betriebsbedingungen, wie die fehlende Zugabe von leicht abbaubarem Substrat zur Bildung von zellinternen Speicherstoffen (*Feast-Famine*) sowie die lange Absetzzeit passen nicht zur sonst üblichen Strategie zur Züchtung von granularem Schlamm.

Mit dem **MBBR** (Membranbelüfteter Biofilmreaktor) wurde ein relativ neues Reaktorsystem untersucht, das im Hinblick auf die Bedingungen – ein langes Schlammalter und eine gute Sauerstoffversorgung der inneren Schichten des Biofilms – für einen weitergehenden Abbau vielversprechend war. Durch Belüfterversuche mit verschiedenen Membranfiltrationsmodulen und Schlauchmaterialien wurde ein dünnwandiger Silikonschlauch zur blasenfreien Belüftung ausgewählt. Im kontinuierlichen Betrieb zeigte der MBBR selbst nach langer Adaptionsphase aber schlechte Abbaugrade und einen mittleren Ablaufwert im **gelösten CSB von 67 mg/L**, was einem **Abbau von 26%** entspricht. Das kann zum einen auf die **niedrigen Sauerstoffkonzentrationen von im Mittel 1,6 mg O₂/L** zurückgeführt werden. Selbst bei einer Verdopplung der Belüfterkapazität war eine langfristige Steigerung der Sauerstoffkonzentration aufgrund der allgemein geringen Diffusionsrate und der stetigen Verschlechterung des Übergangskoeffizienten (bedingt durch den Dead-End-Betrieb) nicht möglich. Zum anderen konnte keine

flächendeckende Besiedlung des Silikonschlauchs mit Biofilm erreicht werden. Dies zeigte sich auch am parallel betriebenen Referenzreaktor **MBBR-Ref**, der trotz eines externen Belüfters (Belüfterstein) anstelle der Diffusionsbelüftung ebenfalls eine schlechte Eliminationsleistung im Vergleich zum SBR erreichte. Hier betrug der mittlere Ablaufwert **im gelösten CSB 44 mg/L**, was einem **Abbau von 52%** entspricht. Offensichtlich hatten die Oberflächeneigenschaften des Silikonschlauchs negative Auswirkungen auf die Biofilmbildung, was die bevorzugte Nutzung von Silikon im medizinischen und Lebensmittelbereich erklärt.

Die beste Eliminationsleistung konnte der **FBBR** (Festbett-Biofilmreaktor) nach der kürzesten Adaptionsphase erreichen. Hier wurden stabile Ablaufwerte nach einer Betriebszeit von ca. 180 Tagen im mittleren, **gelösten CSB von 26 mg/L** erreicht, was einem **Abbau von 71%** entspricht. **Verglichen mit der im Zahn-Wellens-Test** erreichten Abbaubarkeit nach 40 Tagen von 49% entspricht das einer **Steigerung der Abbaubarkeit von 45%**. Die kommerziellen textilen Strangträger sorgten, im Gegensatz zum MBBR und MBBR-Ref, für einen effektiven Rückhalt der Biomasse.

Aus diesen Betriebserfahrungen lassen sich **allgemeine Empfehlungen zu Betriebsbedingungen** ableiten, die für einen optimalen Abbau von schwer abbaubaren Substanzen erfüllt sein sollten:

- 1) **Eine ausreichende Sauerstoffversorgung** (hohe Sauerstoffkonzentration) ist für die **Ausbildung einer diversen Biozönose** und für eine **hohe Umsatzgeschwindigkeit** entscheidend. Versuche mit dem MBBR, der nur eine limitierte Sauerstoffversorgung aufwies, zeigten eine starke Abhängigkeit von der Sauerstoffkonzentration, die möglichst hoch sein sollte (nahe der Sättigung).
- 2) Eine **geringe Schlammbelastung**, die durch eine **hohe hydraulische Verweilzeit** (> 0,5 d) und/oder **eine niedrige Zulaufkonzentration** erreicht werden kann, sorgt für einen Selektionsdruck, der die Anreicherung spezialisierter Mikroorganismen ermöglicht ohne die Konkurrenz durch schnell wachsende Mikroorganismen.
- 3) Ein **effektiver Biomasserückhalt** ist entscheidend, um ebenfalls spezialisierter Mikroorganismen anzureichern. Das konkrete System – suspendiert, sessil, granular – spielt eine untergeordnete Rolle. Die Versuche konnten zeigen, dass sich angepasste Biozönosen in verschiedenen Systemen (z.B. granularer SBR, FBBR) entwickelt, solange eine **ausreichende Adaptionszeit** ist.

Hat sich eine angepasste Biozönose entwickelt, so führen auch kurzfristige Umstellungen des Substrats, z.B. die Dosierung zusätzlicher Substrate, nicht zu einem Abfall der Abbauleistung für das schwer abbaubare Substrat. Dafür konnte aber auch kein positiver Effekt durch den Co-Metabolismus für dieses Substrat festgestellt werden.

Bei der Übertragung auf andere schwer abbaubare Substanzen können sich aber auch Effekte wie Co-Metabolismus, Animpfung durch spezialisierte Organismen, Sauerstoffversorgung (Abbau unter aeroben oder anaeroben Bedingungen) anders verhalten.

Für die Industrieabwasserbehandlung bedeuten diese Erkenntnisse aber auch ein großes Potential bei der Optimierung der biologischen Behandlung schwer abbaubarer Verbindungen. Nach dem BREF-Dokument zur Abwasserbehandlung im chemischen Sektor (Stand 2016) erfolgt bei 55% der chemischen Industrieproduktionen eine Direkteinleitung in Flüsse. Bei diesen Anlagen erfolgt die Elimination der organischen Stoffe daher am Industriestandort. Die Hälfte der befragten Anlagen (53 von 107) haben dennoch ein konventionelles Belebungsverfahren (CMAS, Continuously Mixed Activated Sludge) als Hauptstufe ohne besondere Vorkehrungen für einen effektiven Schlammrückhalt, der zu einer Erhöhung des Schlammalters führt.

4 Weitergehender Abbau in der Deckschicht eines großtechnischen Membran-Bioreaktors (MBR)

4.1 Material und Methoden

4.1.1 Versuchskonzept

Statt wie ursprünglich geplant den Effekt der Deckschicht in Laborversuchen zu untersuchen, wird eine Messkampagne an einem großtechnischen MBR durchgeführt. Dies hat den Vorteil, dass die Deckschicht dort bereits ausgebildet ist und sich ein gewisses Gleichgewicht beim Fouling eingestellt hat. Als Standort für die Beprobung wird ein Hersteller von Kaffeekonzentraten gefunden, dessen MBR eine Demonstrationsanlage im WavE-Projekt HighCon ist.

Um nachzuweisen, dass ein weitergehender Abbau in der Deckschicht von MBR stattfindet, gibt es verschiedene analytische Konzepte, wie in Abschnitt 1.4 erläutert wurde. Im Grunde basieren alle Konzepte darauf, dass Proben vor der Membran mit Proben nach der Membran miteinander verglichen werden. Der Aufwand zur Aufbereitung der Proben (z.B. Filtrationsreihe) und der analytische Aufwand der Stoffcharakterisierung (z.B. zusätzliche Bestimmung von Proteinen und Polysacchariden) können dabei sehr hoch sein. In Rahmen dieses Projektes wird die gängigste Methode verwendet, nämlich der Vergleich der organischen Verunreinigungen gemessen als CSB vor und nach der Membran. Dabei wird aber analog zu (DRENSLA, 2015) auf die Vergleichbarkeit der Proben vor und nach der Membran besonderer Wert gelegt. Das heißt, die Proben vor der Membran werden mit einer Porengröße filtriert, die möglichst der der großtechnischen Membran entspricht. Da die Versuche von (DRENSLA, 2015) ergeben haben, dass die Position im Becken unerheblich ist, wird darauf verzichtet, mehrere Proben aus dem Becken zu entnehmen. Als Erweiterung des Messkonzeptes wird die Beprobung über einen Zeitraum durchgeführt, der mindestens einen Reinigungszyklus der Membran umfasst. Sollte der Effekt des weitergehenden Abbaus in der Deckschicht tatsächlich stattfinden, so sollte er davon abhängig sein, wie stark die Deckschicht aufgebaut ist.

Eine letzte Unsicherheit bei diesem Messkonzept ist der mögliche Einfluss der verschiedenen Membranmaterialien für die Probenvorbereitung (Laborfilter) und der großtechnischen Membran. Selbst bei gleicher Porengröße können adsorptive Effekte der Membran einen Unterschied zwischen beiden Proben hervorrufen, der als Effekt der Deckschicht fehlinterpretiert werden könnte. Aus diesem Grund wird zusätzlich zum oben beschriebenen Messkonzept ein Labor-MBR mit derselben Membran (Microdyn Nadir) aufgebaut. Da es sich um eine neue Membran ohne eine Deckschicht handelt, kann über die Filtration des Schlammes aus dem großtechnisch MBR und dem Vergleich beider Ablaufwerte der Effekt der Deckschicht direkt abgeleitet werden.

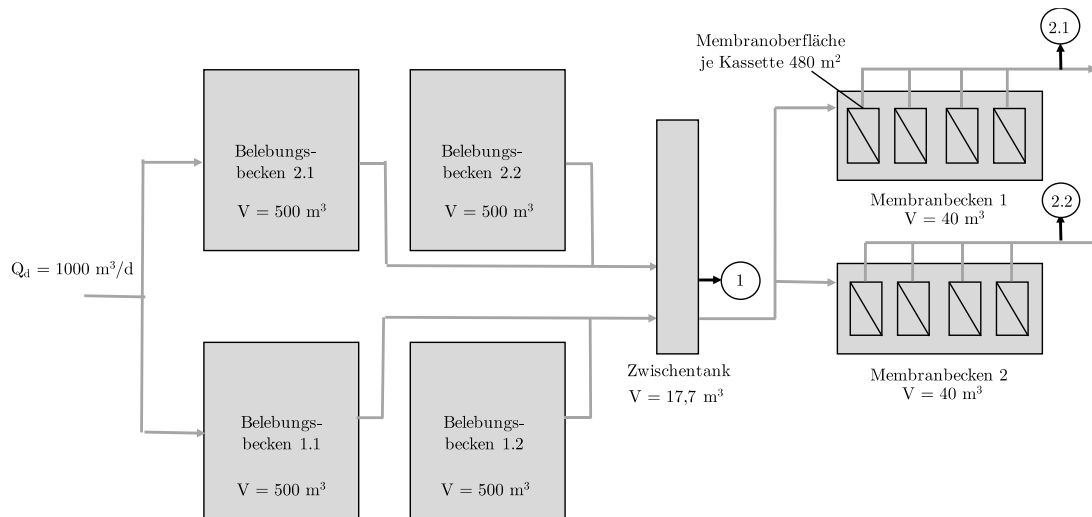


Bild 81 Fließschema des großtechnischen MBR mit Probenentnahmestellen vor (1) und nach der Membran (2.1 und 2.2)

4.1.2 Beschreibung des großtechnischen MBR und des Messkonzepts

Die Firma Deutsche Extraktkaffee GmbH (DEK) in Berlin ist ein Produzent von Kaffeeextrakten. Dabei fallen täglich ca. 1000 m³/d Abwasser an, das eine hohe Konzentration an refraktären Substanzen, wie Melanoidin und Polyphenole, aufweist. Die CSB-Konzentration des unbehandelten Abwassers liegt zwischen 10.000 und 14.000 mg/L. Vor der biologischen Behandlung fließt das Abwasser durch ein Ausgleichsbecken, einen Lamellenabscheider und einen Korbfilter zur Abscheidung von partikulären Stoffen. Anschließend erfolgt die biologische Behandlung in 4 Belebungsbecken. Die Filtration des Schlammes erfolgt anschließend in 2 separaten Membranbecken mit getauchten Plattenmembranmodulen BioCEL des Herstellers Microdyn Nadir. Die Membran besteht aus Polyethersulfon und hat einen Cut-Off von 150 kDa, was einer Porengröße von 0,04 µm entspricht.

Aufgrund der baulichen Gegebenheiten ist es nur möglich, die Proben vor der Membran in der Zuleitung zwischen Belebungsbecken und Membranbecken zu entnehmen. Die Proben nach der Membran werden jeweils aus den beiden Permeatleitungen entnommen (vgl. Bild 81). Die Probe vor der Membran wird als Schlammprobe bezeichnet und wird entsprechend dem Protokoll in Abschnitt 4.1.3 analysiert.

Das Versuchskonzept sieht vor, verschiedene „Phasen“ der Deckschichtbildung abzudecken, um damit das Spektrum des Effekts ganz abzubilden. Da die Reinigung der Membran i.d.R. wöchentlich über eine intensive Rückspülung erfolgt, wird über einen Zeitraum von 2 Wochen täglich Proben von Mitarbeitern vor Ort an den oben genannten Entnahmestellen gezogen. Zusätzlich werden von der DEK Daten zum TMP, zum Reinigungszeitpunkt, sowie die CSB-Ablaufwerte, die über einen Online-CSB-Analysator bestimmt werden, übergeben.

4.1.3 Analytik während des großtechnischen Messprogramms

Die über einen Zeitraum von zwei Wochen werktäglich entnommenen Proben aus dem Zulauf zu den Membranbecken (1) und aus der Permeatleitung (2.1 und 2.2) werden am Standort Berlin von Mitarbeitern der DEK zunächst vorbehandelt und bis zur Versendung per Kurier kühl gelagert. Die Vorfiltration der Schlammproben (1) am Standort DEK ist notwendig, um einen weiteren Abbau bzw. eine Auflösung partikulärer Stoffe in gelöste Stoffe während der Lagerung zu verhindern und die Filtration über weitere Filterstufen mit geringerer Porengröße zu ermöglichen. Zunächst wird die Schlammprobe über einen Papierfaltenfilter (MN 615 ¼), anschließend über einen Membranfilter mit einer Porengröße von 0,45

µm (Chromafil GF/PET-45/25) vakuumfiltriert. Je Probe werden 50 mL des Filtrats in einen zuvor mehrmals mit Reinstwasser gespülten Behälter aus PP gefüllt und bis zur Versendung im Kühlschrank bei 4 bis 8 °C gelagert. Die Permeatproben (2.1 und 2.2) werden nicht vorbehandelt, direkt in Probenbehälter gefüllt und bis zur Versendung gekühlt gelagert.

Die Proben werden anschließend wöchentlich (also insgesamt zweimal) per Kurier an das ISAH versendet, wo sie bis zur Analyse tiefgekühlt werden. Die Schlammproben werden dann mit einem Membranfilter (WHATMAN Nuclepore) mit einer Porengröße von 0,05 µm über ein Edelstahl-Druckfiltrationsgerät (Sartorius) filtriert. Eine Filtration mit Spritzenvorsatzfiltern war aufgrund des nicht ausreichenden Druckes nicht möglich. Bis zur Umstellung der Filtrationstechnik auf die o.g. Druckfiltration wurden die Proben am ISAH tiefgekühlt (-18°C). Die Porengröße entspricht so gut wie möglich und unter Berücksichtigung der am Markt verfügbaren Laborfilter der Porengröße der großtechnischen Membran (0,04 µm). Es handelt sich um den besten Vergleich der Porengröße, wenn man die Probenaufbereitung anderer Studien vergleicht (ACHTABOWSKI & NEUHAUS, 2008; CHOO & LEE, 1996; DRENSLA, 2015).

Direkt im Anschluss erfolgt die Bestimmung des CSB der filtrierten Schlammproben und der Permeatproben mit Küvettentests (HACH LANGE). Um die Genauigkeit der CSB-Tests zu erhöhen, werden Glaswaren benutzt, die zuvor mehrmals mit Reinstwasser gespült wurden. Auf Verdünnungen wird so gut es geht verzichtet, stattdessen werden CSB-Küvettentests mit einem großen Messbereich verwendet.

4.1.4 Versuchsaufbau des Labor-MBR

Der zweite Versuchsansatz hat zum Ziel, mögliche Quereinflüsse aus dem verwendeten Laborfilter zur Filtration der Schlammproben, wie z.B. Adsorptionseffekte oder die unterschiedliche Porengrößenverteilung, auszuschließen. Dafür wird ein Membranfiltrationsmodul im Labormaßstab nachgebaut, für das vom Hersteller Microdyn Nadir ein Labormodul BIO-CEL mit den Maßen 30 x 30 cm und einer Fläche von 0,18 m² zur Verfügung gestellt wird. Bei der Membran handelt es sich um das gleiche Material und die gleiche Porengröße (Polyethersulfon, *Molecular Weight Cut-Off* von 150 kDa) wie in der großtechnischen Anlage des Kaffeeverarbeiters.

Die Membran wird in einen Reaktor mit einem Volumen von 40 L getaucht und an eine Schlauchpumpe angeschlossen. Ein Belüfter unterhalb der Membran sorgt für eine grobblasige Belüftung und dient der Deckschichtkontrolle. Der Versuchsaufbau ist in Bild 82 und Bild 83 dargestellt.

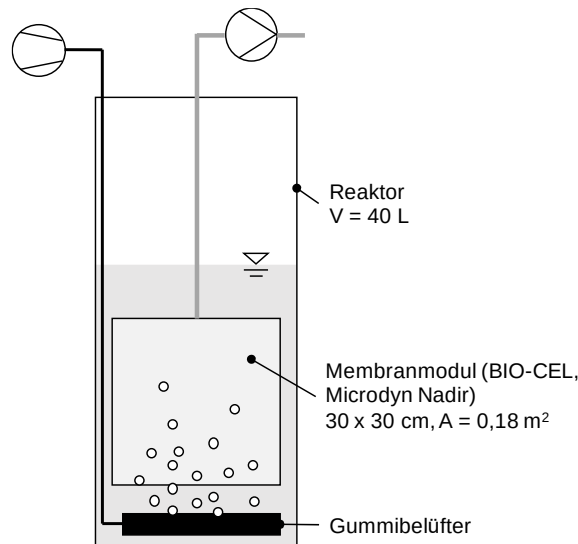


Bild 82 Versuchsaufbau des BIO-CEL-Moduls zur Filtration des MBR-Schlammes im Labormaßstab

Vor dem Start der Versuche wird die Membran über 2 Wochen in Leitungswasser gelagert, um Rückstände aus der Produktion zu entfernen. Das Leitungswasser wird über die Membran aus dem Reaktor gepumpt, sodass auch die inneren Schichten der Membran gespült werden. Die Befüllung des Reaktors erfolgt im Batchbetrieb. Am Vortag werden 2 x 20 L Belebtschlamm aus der großtechnischen MBR-Anlage der DEK in Berlin abgeholt und bis zur Filtration am nächsten Tag im Kühlschrank gelagert. Es sollte angemerkt werden, dass 6 Tage vor der Probenabholung eine der beiden großtechnischen Membrankammern (Filterkammer I) intensiv mit einer NaOCl-Lösung gereinigt wurde.

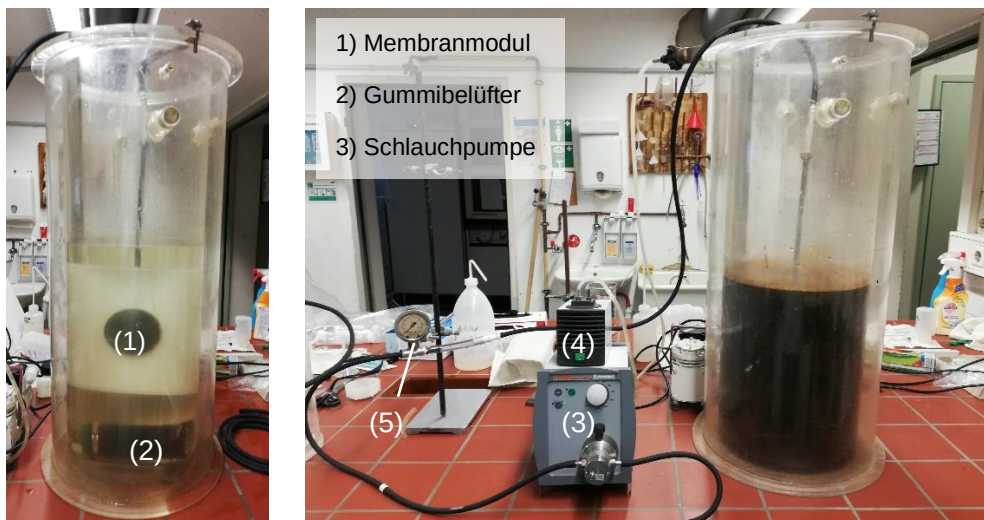


Bild 83 Versuchsanlage des BIO-CEL-Moduls im Labormaßstab. (Links) mit Leitungswasser. (Rechts) mit Belebtschlamm aus dem großtechnischen MBR.

Insgesamt werden zwei Versuchsdurchläufe mit Belebtschlamm aus unterschiedlichen Kanistern (vom selben Probenahmetag am 11.11.2019) durchgeführt. Während des ersten Versuchsdurchlaufs wird die CSB-Konzentration im Permeat in den ersten 30 min in einem Intervall von 5 min und nochmals nach 90 min gemessen. Im zweiten Versuchsdurchlauf wird die CSB-Konzentration im Permeat nach 30, 60, 90, 120 und 180 min bestimmt. Der Durchfluss wird mehrmals während des Filtrationsvorganges mittels Auslitern ermittelt.

Die CSB-Konzentration im rohen Belebtschlamm wie auch im Filtrat nach der Filtration durch Papierfilter, 0,45µm-Spritzenvorsatzfilter und die Druckfiltration mit 0,05µm-Membranfilter (WHATMAN Nucleopore) wird in beiden Versuchsdurchläufen ebenfalls bestimmt. Für das Permeat in der großtechnischen Anlage stehen Messwerte zur Verfügung, die vor Ort bestimmt wurden.

4.2 Ergebnisse

4.2.1 Vergleich von 0,05µm-Filtrat und 0,04µm-Permeat (Großtechnik)

Es gibt eine Einschränkung hinsichtlich der Genauigkeit der CSB-Messungen. Es gibt eine Differenz zwischen vor Ort (bei der und durch die DEK durchgeführt) und am ISAH durchgeführte Messungen im CSB bei den Proben des Permeats und des 0,45µm-filtrierte Schlamme. Beim Schlamm waren die am ISAH nach der Kühlung bestimmten CSB-Werte im Durchschnitt 2% geringer als die unmittelbar gemessenen Werte, was innerhalb der Messtoleranz der CSB-Küvetten von 5% liegt. Beim Permeat waren die Abweichungen größer und betrugen im Durchschnitt 9%. Bis auf eine Ausnahme lagen bei den Permeatproben die am ISAH bestimmten CSB-Messwerte unter den vor Ort bestimmten. Da nur die Schlammproben am ISAH weiter filtriert und analysiert werden mussten und dort die Differenz sehr gering war, sind die Fehler durch die Lagerung der vorfiltrierten Schlammproben offensichtlich vernachlässigbar. Für die Permeatproben wurden aufgrund der festgestellten Differenzen nur die direkt vor Ort bestimmten CSB-Werte herangezogen.

Die Verläufe der CSB-Konzentration über den zweiwöchigen Messzeitraum im Zulauf zu den beiden Filterkammern („Filtrat (0,05µm)“) – vorbehandelt durch die sequentielle Filtration bis zur Porengröße von 0,05 µm – sowie die CSB-Konzentrationen im Permeat der beiden Filterkammern („Permeat I“ und „Permeat II“) sind in Bild 84 dargestellt. Die CSB-Konzentrationen im Permeat lagen deutlich unter denen im 0,05µm-Filtrat. Im Durchschnitt betrug die **Differenz** in der **Filterkammer I 1.045 mg CSB/L** (entspricht 44%) und in der **Filterkammer II 946 mg CSB/L** (entspricht 39%) zum 0,05µm-Filtrat. Bei der Annahme, dass die Porengrößen des Laborfilters (0,05 µm) und des Membranmoduls (0,04 µm) annähernd gleich sind und auch keine unterschiedlichen Adsorptionskapazität des Materials (Laborfilter aus Polykarbonat, Membranmodule aus Polyethersulfon) eine Rolle spielt, könnte die Deckschicht für die Differenz verantwortlich sein. Ob es sich dabei um einen biologischen Abbau oder lediglich um einen zusätzlichen Filtrationseffekt handelt, kann mit dieser Messmethodik nicht festgestellt werden.

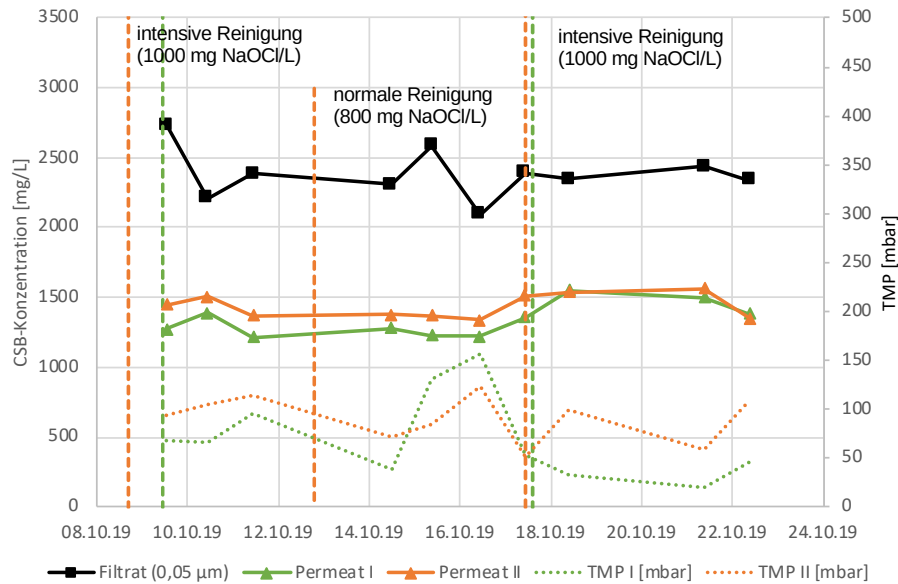


Bild 84 CSB-Konzentrationen im Filtrat des Schlammes (0,05 µm) und im Permeat der Filterkammern I und II über den Messzeitraum von zwei Wochen im großtechnischen MBR

Was gegen einen ausschließlichen Filtrations- oder Adsorptionseffekt spricht, ist die hohe Differenz in der CSB-Konzentration, die einer täglichen adsorbierten Fracht von

$$B_{d,CSB,ads} = \Delta c_{CSB} \cdot Q_d \approx 1000 \frac{g}{m^3} \cdot 1000 \frac{m^3}{d} \cdot \frac{1}{1000} \frac{g}{kg} = 1000 \frac{kg \text{ CSB}}{d}$$

entspricht. Bei einer Membranoberfläche von 480 m² pro Kassette bzw. bei acht Kassetten insgesamt 3840m² entspricht das einer theoretischen Beladung von

$$b_{d,CSB,ads} = \frac{B_{d,CSB,ads}}{A_M} = \frac{1000 \frac{kg \text{ CSB}}{d}}{3840 \text{ m}^2} = 0,26 \frac{kg \text{ CSB}}{\text{m}^2 \cdot d}$$

Da die Deckschichtdicke bzw. die Trockenmasse des Belebtschlammes auf der Membran nicht bestimmt werden konnten, ist ein Bezug auf die Adsorptionskapazität von Belebtschlamm nicht möglich. Im Vergleich mit konventionellen Biofilmverfahren würde dieser Wert einer hohen Beschickung entsprechen, was gegen einen reinen biologischen Abbau spricht. Zum Vergleich betrug die Beladung in den kontinuierlichen Versuchen zum Abbau von Methylcellulose im Labor-FBBR 0,05 kg CSB/(m²·d).

Ein weiteres Argument, das gegen eine reine Adsorption spricht, ist die Abhängigkeit der CSB-Elimination (hier ausgedrückt als CSB-Ablaufwert) vom TMP, die in Bild 85 zu erkennen ist. Bei einer reinen Adsorption an die Deckschicht müsste es im Laufe eines Reinigungsintervalls, das i.d.R. eine Woche beträgt, zu einer Belegung der Adsorptionsplätze auf der Deckschicht kommen, was zu einem Abfall der Eliminationsleistung führen würde. Die normalen Rückspülungen im laufenden Betrieb (alle 60s für 30s) können die Deckschicht nicht vollständig lösen, aber eventuell zu einem (teilweisen) Austausch des Belebtschlammes und somit der Adsorptionsplätze führen. Stattdessen verbesserte sich aber der Ablaufwert mit steigendem TMP (d.h. im Laufe eines Reinigungsintervalls).

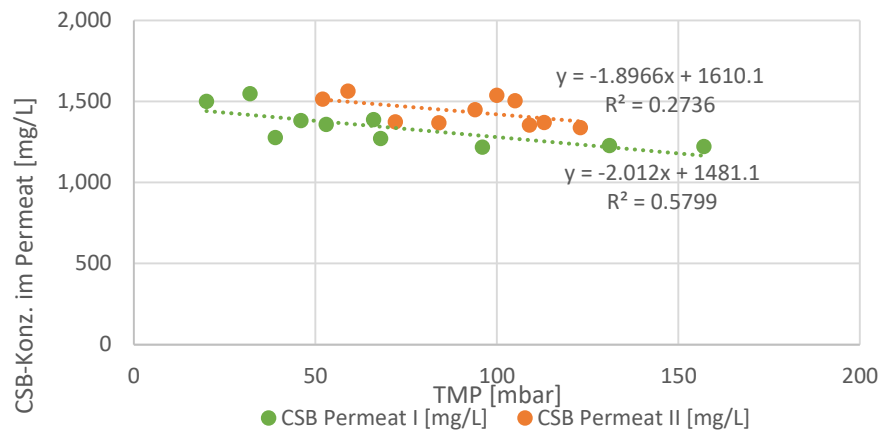


Bild 85 CSB-Konzentration im Permeat I und II in Abhängigkeit vom TMP im großtechnischen MBR

Das lässt darauf schließen, dass eine **stärkere Deckschicht**, die sich in einem **höheren Filtrationswiderstand (TMP)** widerspiegelt, zu einem **besseren Rückhalt** der kolloidal gelösten Stoffe mit einem Durchmesser zwischen 0,45 und 0,04 µm führt.

4.2.2 Membranfiltration der Schlammproben mit BIOCEL-Labormodul

Im zweiten Versuchsansatz zur Untersuchung des Einflusses der Deckschicht auf die weitergehende Elimination wurden zwei Filtrationsdurchläufe mit einem Labor-BIOCEL-Membranmodul durchgeführt. Dafür wurde am 11.11.2019 eine ausreichend große Probe des Belebtschlammes aus dem großtechnischen MBR entnommen und an den darauffolgenden Tagen im Labor des ISAH filtriert. Beim ersten Durchlauf (12.11.2019) wurden 7 Stichproben des so erhaltenen Permeats über einen Zeitraum von 60 min entnommen und auf den CSB analysiert. Beim zweiten Durchlauf, der aus zeitlichen Gründen vier Tage nach der Probenahme stattfand, wurden insgesamt 6 Stichproben über einen Zeitraum von 3 Stunden sowie eine 2h-Mischprobe entnommen und auf den CSB analysiert. Die Verläufe der CSB-Konzentrationen für beide Filtrationsdurchläufe sind in Bild 86 dargestellt. Insgesamt waren geringe Schwankungen in der CSB-Konzentration ohne einen eindeutigen Trend zu beobachten. Die **mittlere CSB-Konzentration im Permeat des Labor-Moduls** betrug in beiden Filtrationsdurchläufen **597 mg/L**. Dagegen lag der Tagesmittelwert der CSB-Konzentration im **Permeat der großtechnischen Anlage** (Filterkammer I) deutlich höher bei **867 mg/L**. Die Schwankungen im Tagesverlauf bewegten sich zwischen 700 und 1000 mg/L laut Messungen vor Ort. Ein Vergleich der CSB-Konzentrationen im großtechnischen und labortechnischen Permeat und im 0,05µm-Filtrat, das nach der Methodik der großtechnischen Messkampagne (Abschnitt 4.1.3) behandelt wurde, sind in Bild 87 dargestellt. Damit kann eine zusätzliche Elimination durch Deckschicht auf der großtechnischen Membran nicht nachgewiesen werden, denn in diesem Fall hätte die CSB-Konzentration im großtechnischen MBR niedriger sein müssen.

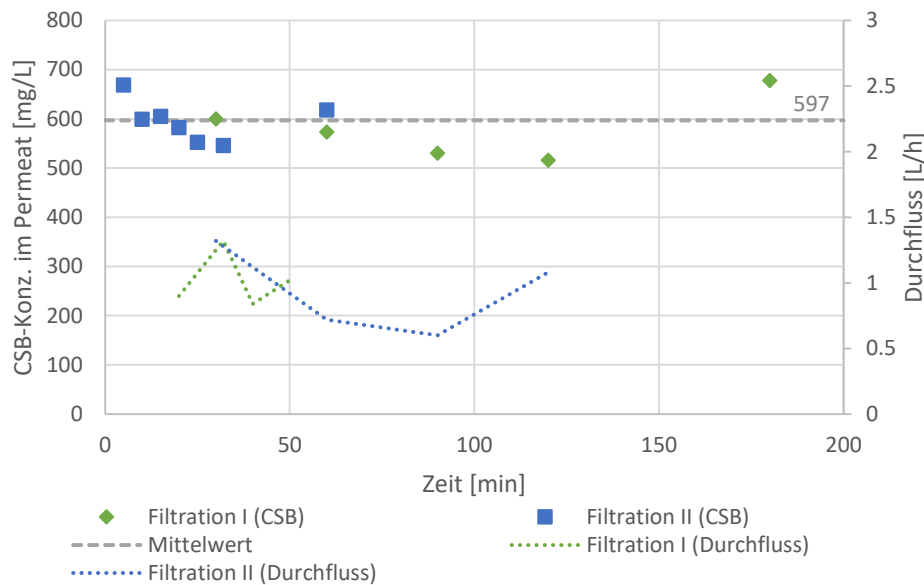


Bild 86 Verlauf der CSB-Konzentration im Permeat und der Durchflüsse des Labor-Moduls während der Filtrationsdurchläufe I und II

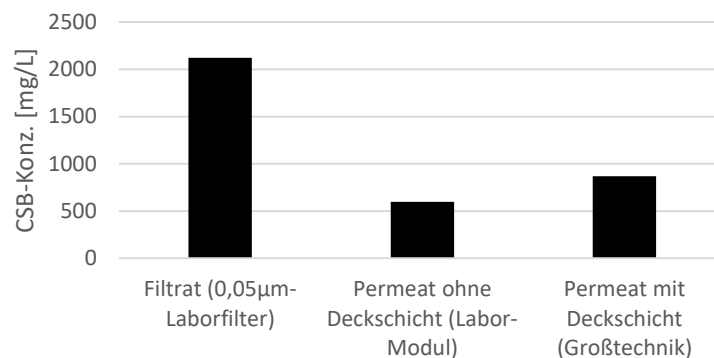


Bild 87 Vergleich der CSB-Konzentrationen im 0,05µm-Filtrat des Belebtschlammes und im Permeat des neuen Labor-Moduls (Mittelwert beider Filtrationsdurchläufe) und des großtechnischen Moduls im laufenden Betrieb (Tagesmittelwert des Probenahmetages)

Eine mögliche Beeinflussung durch die Deckschichtbildung im Labor-MBR konnte ausgeschlossen werden, da eine neuwertige Membran verwendet wurde, eine starke Querströmung durch einen grobblasigen Belüfter erzeugt wurde und die Filtrationszeit nur eine bzw. zwei Stunden betrug. Auch ein Auswaschen von möglichen organischen Überzugstoffen aus der Membran konnte ausgeschlossen werden, da die Membran vor der Benutzung über mehrere Tage in Leitungswasser gelagert wurde und die Membran durch Filtration mit dem selbigen gereinigt wurde. Ein Deckschichtaufbau hätte sich außerdem an einer Verringerung des Durchflusses (bei gleichbleibendem Druck) gezeigt. Der Durchfluss lag in beiden Filtrationsdurchgängen allerdings zwischen 0,6 und 1,32 L/h und zeigte keine Verringerung mit zunehmender Filtrationszeit (vgl. Bild 86). Auch die daraus berechnete **mittlere Fluxrate von 10,2 L/(m²*h) (erste Filtration) bzw. 9,3 L/(m²*h) (zweite Filtration)**, was eher im niedrigen Bereich liegt und eine schnelle/ hohe Deckschichtbildung vermeidet.

Sonstige Störungen oder Beschädigungen der großtechnischen Membran konnten ausgeschlossen werden. Tatsächlich wurde eine Woche vor der Probenahme die Membran in Filterkammer I inspiziert und intensiv gereinigt.

Eine eindeutige Quantifizierung des Effekts der Deckschicht auf einen verbesserten Ablauf (CSB-Konzentration) im Permeat konnte mit dieser Methode daher nicht erfolgen. Dass die Filtrationseigenschaften eines Laborfilters – selbst bei fast übereinstimmender Porengröße – nicht mit denen der Membran vergleichbar sind, wird im Vergleich der Permeat-Ablaufwerte und dem 0,05µm-Filtrat (Bild 87) deutlich. So sind auch Ergebnisse aus der Literatur – wie z.B. (ACHTABOWSKI & NEUHAUS, 2008; DRENSLA, 2015), die einen Vergleich von im Labor filtrierten Schlammproben mit Permeatproben anstellen, kritisch zu hinterfragen.

Literaturverzeichnis

ACHTABOWSKI, ANNETTE ; NEUHAUS, OTTO: Erfahrungen mit aeroben Membranverfahren beim Einsatz in der Pharmaindustrie. In: *GWF Spezial Wasser Abwasser* Bd. 149 (2008), Nr. 14

AYBAR, M ; PIZARRO, G ; BOLTZ, J P ; DOWNING, L ; NERENBERG, R: Energy-efficient wastewater treatment via the air-based, hybrid membrane biofilm reactor (hybrid MfBR). In: *Water Science & Technology* Bd. 69 (2014), Nr. 8, S. 1735–1741

BABAN, AHMET ; YEDILER, AYFER ; CILIZ, NILGUNKIRAN ; KETTRUP, ANTONIUS: Biodegradability oriented treatability studies on high strength segregated wastewater of a woolen textile dyeing plant. In: *Chemosphere* Bd. 57 (2004), Nr. 7, S. 731–738

BABUNA, F GERMIRLI ; ÇEKYAY, E ; EREMEKTAR, G ; ORHON, D: Pollution loads and inert COD in the laying chicken industry. In: *Water Science & Technology* Bd. 40 (1999), Nr. 1, S. 7

BISWAS, KRISTI ; TURNER, SUSAN J.: Microbial Community Composition and Dynamics of Moving Bed Biofilm Reactor Systems Treating Municipal Sewage. In: *Applied and Environmental Microbiology* Bd. 78 (2012), Nr. 3, S. 855–864

BLANCHARD, F.A. ; TAKAHASHI, I.T. ; ALEXANDER, H.C.: Biodegradability of [14C] Methylcellulose by Activated Sludge. In: *Applied and Environmental Microbiology* Bd. 32 (1976), Nr. 4, S. 557–560

BLONSKAJA, VIKTORIA ; KAMENEV, INNA ; ZUB, SERGEI: Possibilities of using ozone for the treatment of wastewater from the yeast industry. In: *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Chemistry* Bd. 55 (2006), Nr. 1, S. 29–39

BRINKMANN, THOMAS ; YÜKSELER, HANDE ; DELGADO SANCHO, LUIS ; ROUDIER, SERGE ; GINER SANTONJA, GERMÁN: *Best available techniques (BAT) reference document for common waste water and waste gas treatment/management systems in the chemical sector Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (integrated pollution prevention and control)*. (Scientific and Technical Research Report). Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2016

BRINKMEYER, JÖRG: *Membran-Bio-Reaktoren mit organischen und anorganischen getauchten Niederdruckmembranen, Dissertation*. Bd. 141. Hannover : Institut für Siedlungswasserwirtschaft & AbfalltechnikLeibniz Universität Hannover, 2008

CABROL, LÉA ; MALHAUTIER, LUC ; POLY, FRANCK ; ROUX, XAVIER LE ; LEPEUPLE, ANNE-SOPHIE ; FANLO, JEAN-LOUIS: Resistance and resilience of removal efficiency and bacterial community structure of gas biofilters exposed to repeated shock loads. In: *Bioresource Technology* Bd. 123 (2012), S. 10

CAYROU, C. ; RAOULT, D. ; DRANCOURT, M.: Broad-spectrum antibiotic resistance of Planctomycetes organisms determined by Etest. In: *Journal of Antimicrobial Chemotherapy* Bd. 65 (2010), Nr. 10, S. 2119–2122

CHOO, KWANG-HO ; LEE, CHUNG-HAK: Membrane fouling mechanisms in the membrane-coupled anaerobic bioreactor. In: *Water Research* Bd. 30 (1996), Nr. 8, S. 1771–1780

CHUDOBA, JAN: Quantitative estimation in COD units of refractory organic compounds produced by activated sludge microorganisms. In: *Water Research* Bd. 19 (1985), Nr. 1, S. 37–43

CYDZIK-KWIATKOWSKA, AGNIESZKA ; ZIELIŃSKA, MAGDALENA: Bacterial communities in full-scale wastewater treatment systems. In: *World Journal of Microbiology and Biotechnology* Bd. 32 (2016), Nr. 4, S. 66

- DEBUS, O. ; BAUMGÄRTL, H. ; SEKOULOV, I.: Influence of fluid velocities on the degradation of volatile aromatic compounds in membrane bound biofilms. In: *Water Science & Technology* Bd. 29 (1994), Nr. 10–11, S. 253–262
- DOLD, P.L.: Current Practice for Treatment of Petroleum Refinery Wastewater and Toxics Removal. In: *Water Quality Research Journal* Bd. 24 (1989), Nr. 3, S. 363–390
- DÖPKENS, ECKART: *Abwasserbehandlung und Prozesswasserrecycling in der Textilveredlungsindustrie, Dissertation*. Bd. 19. Paderborn : FIT-Verlag für Innovation u. Technologietransfer, 2004 — ISBN 978-3-932252-24-2
- DÖRRIÉ DELGADO, BEATRIZ DEL ROCIO: *Biodegradability assessment of complex industrial wastewaters - comparison and evaluation of methods* (Masterarbeit). Hannover : Institut für Siedlungswasserwirtschaft & Abfalltechnik, 2019
- DRENSLA, KINGA: *Chemische Reinigung von getauchten Niederdruck-Hohlfasermembranen auf großtechnischen kommunalen Anlagen, Dissertation*. Kassel : Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, 2015 — ISBN 978-3-7376-0038-5
- DSIKOWITZKY, LARISSA ; BOTALOVA, OXANA ; ILLGUT, SARAH ; BOSOWSKI, SYLWANA ; SCHWARZBAUER, JAN: Identification of characteristic organic contaminants in wastewaters from modern paper production sites and subsequent tracing in a river. In: *Journal of Hazardous Materials* Bd. 300 (2015), S. 254–262
- DWA: *Merkblatt DWA-M 773 - Abwasser aus der Weinbereitung*. Hennef : DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2012 — ISBN 978-3-942964-41-8
- ECKENFELDER, W. WESLEY: Treatment of Petrochemical Wastewaters – The State of the Art. In: *Water Science and Technology* Bd. 20 (1988), Nr. 10, S. 1–12
- EKAMA, G. A. ; DOLD, P. L. ; MARAIS, G. V. R.: Procedures for Determining Influent COD Fractions and the Maximum Specific Growth Rate of Heterotrophs in Activated Sludge Systems. In: *Water Science and Technology* Bd. 18 (1986), Nr. 6, S. 91–114
- EREMEKTA, GULEN ; SELCUK, HUSEYIN ; MERIC, SUREYYA: Investigation of the relation between COD fractions and the toxicity in a textile finishing industry wastewater: Effect of preozonation. In: *Desalination* Bd. 211 (2007), Nr. 1–3, S. 314–320
- FALL, C. ; MILLÁN-LAGUNAS, E. ; BÂ, K.M. ; GALLEGU-ALARCÓN, I. ; GARCÍA-PULIDO, D. ; DÍAZ-DELGADO, C. ; SOLÍS-MORELOS, C.: COD fractionation and biological treatability of mixed industrial wastewaters. In: *Journal of Environmental Management* Bd. 113 (2012), S. 71–77
- FAN, BIN ; HUANG, XIA: Characteristics of a Self-Forming Dynamic Membrane Coupled with a Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment. In: *Environmental Science & Technology* Bd. 36 (2002), Nr. 23, S. 5245–5251
- GAO, DA-WEN ; FU, YUAN ; TAO, YU ; LI, XIN-XIN ; XING, MIN ; GAO, XIU-HONG ; REN, NAN-QI: Linking microbial community structure to membrane biofouling associated with varying dissolved oxygen concentrations. In: *Bioresource Technology* Bd. 102 (2011), Nr. 10, S. 5626–5633
- GERHARDY, KARIN: *Refraktäre organische Substanzen in kommunalen Kläranlagen mit industriellem Einfluss, Dissertation*. Hannover : Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, 2000 — ISBN 3-921421-42-X
- GERMIRLI, F. ; ORHON, D. ; ARTAN, N.: Assessment of the Initial Inert Soluble COD in Industrial Wastewaters. In: *Water Science and Technology* Bd. 23 (1991), Nr. 4–6, S. 1077–1086

GERMIRLI, F. ; ORHON, D. ; ARTAN, N. ; UBAY, E. ; GÖRGÜN, E.: Effect of Two-Stage Treatment on the Biological Treatability of Strong Industrial Wastes. In: *Water Science and Technology* Bd. 28 (1993), Nr. 2, S. 145–154

HAUN, EMMA: Versuchsdaten von abgeschlossenen CSB-Fraktionierungen am ISAH bis 2015 (2018)

HAYET, CHERIF ; SAIDA, BEN-ALAYA ; YOUSSEF, TOUHAMI ; HÉDI, SHAYEB: Study of biodegradability for municipal and industrial Tunisian wastewater by respirometric technique and batch reactor test. In: *Sustainable Environment Research* Bd. 26 (2016), Nr. 2, S. 55–62

HENZE, M. ; GUJER, W. ; MINO, T. ; VAN LOOSEDRECHT, M.: Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. In: *IWA Publishing Scientific and Technical Report series* (2000)

INABA, TOMOHIRO ; HORI, TOMOYUKI ; AIZAWA, HIDENOBU ; OGATA, ATSUSHI ; HABE, HIROSHI: Architecture, component, and microbiome of biofilm involved in the fouling of membrane bioreactors. In: *Nature Partner Journals - Biofilms and Microbiomes* Bd. 3 (2017), Nr. 1

KABDASLI, I. ; TÜNAY, O. ; ORHON, D.: The Treatability of Chromium Tannery Wastes. In: *Water Science and Technology* Bd. 28 (1993), Nr. 2, S. 97–105

KAINDL, NIKOLAUS ; LIECHTI, PIERRE-ANDRE: Advanced Effluent Treatment with Ozonation and Biofiltration at the Paper Mill SCA-Graphic Laakirchen AG – Austria: Design and Operation Experience. In: *Ozone: Science & Engineering. The Journal of the International Ozone Association* Bd. 30 (2008), Nr. 4, S. 310–317

KISO, YOSHIKI ; JUNG, YONG-JUN ; ICHINARI, TAKASHI ; PARK, MINSOO ; KITAO, TAKANE ; NISHIMURA, KAZUYUKI ; MIN, KYUNG-SEOK: Wastewater treatment performance of a filtration bio-reactor equipped with a mesh as a filter material. In: *Water Research* Bd. 34 (2000), Nr. 17, S. 4143–4150

KJELDSSEN, PETER: Evaluation of gas diffusion through plastic materials used in experimental and sampling equipment. In: *Water Research* Bd. 27 (1993), Nr. 1, S. 121–131

KOPP, EVA KATHARINA ; FROMME, HERMANN ; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR GESUNDHEIT UND LEBENSMITTELSICHERHEIT (Hrsg.): *Vorkommen und gesundheitliche Bewertung von Siloxanen, Materialien zur Umweltmedizin*. Erlangen, 2010 — ISBN 978-3-942018-09-8

DE KREUK, M.K. ; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.: Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. In: *Water Science and Technology* Bd. 49 (2004), Nr. 11–12, S. 9–17

KULICHEVSKAYA, IRINA S. ; SERKEBAEVA, YULIA M. ; KIM, YONGKYU ; RIJPSTRA, W. IRENE C. ; SINNINGHE DAMSTÉ, JAAP S. ; LIESACK, WERNER ; DEDYSH, SVETLANA N.: *Telmatocola sphagniphila* gen. nov., sp. nov., a novel dendriform planctomycete from northern wetlands. In: *Frontiers in Microbiology* Bd. 3 (2012)

KUNETZ, THOMAS E ; OSKOUIE, ALI ; POONSAPAYA, ARUCH ; PEETERS, JEFF ; ADAMS, NICK ; CÔTÉ, PIERRE: Innovative Membrane-Aerated Biofilm Reactor Pilot Test to Achieve Low-energy Nutrient Removal at the Chicago MWRD. In: *Proceedings of the 89th Annual Water Environment Federation Technical Exposition & Conference*. New Orleans (Louisiana) : Water Environment Federation, 2016, S. 16

LE-CHLECH, PIERRE ; CHEN, VICKI ; FANE, TONY A G: Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. In: *Journal of Membrane Science* Bd. 284 (2006), S. 17–53

LI, AN-JIE ; YANG, SHU-FANG ; LI, XIAO-YAN ; GU, JI-DONG: Microbial population dynamics during aerobic sludge granulation at different organic loading rates. In: *Water Research* Bd. 42 (2008), Nr. 13, S. 3552–

3560

LIN, HONGJUN ; GAO, WEIJUE ; MENG, FANGANG ; LIAO, BAO-QIANG ; LEUNG, KAM-TIN ; ZHAO, LEIHONG ; CHEN, JIANRONG ; HONG, HUACHANG: Membrane Bioreactors for Industrial Wastewater Treatment: A Critical Review. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* Bd. 42 (2012), Nr. 7, S. 677–740

LIU, RUI ; HUANG, XIA ; CHEN, LVJUN ; WEN, XIANGHUA ; QIAN, YI: Operational performance of a submerged membrane bioreactor for reclamation of bath wastewater. In: *Process Biochemistry* Bd. 40 (2005), Nr. 1, S. 125–130

LU, DUOWEI ; BAI, HAO ; KONG, FANGONG ; LISS, STEVEN N ; LIAO, BAOQIANG: Recent advances in membrane aerated biofilm reactors. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* (2020)

LUTTMANN, REINER ; FLOREK, PETER ; PREIL, WALTER: Silicone-tubing aerated bioreactors for somatic embryo production. In: *Plant Cell, Tissue and Organ Culture* Bd. 39 (1994), S. 157–170

MA, FANG ; GUO, JING-BO ; ZHAO, LI-JUN ; CHANG, CHEIN-CHI ; CUI, DI: Application of bioaugmentation to improve the activated sludge system into the contact oxidation system treating petrochemical wastewater. In: *Bioresource Technology* Bd. 100 (2009), Nr. 2, S. 597–602

MADONI, P.: Protozoa in wastewater treatment processes: A minireview. In: *Italian Journal of Zoology* Bd. 78 (2011), Nr. 1, S. 3–11

MAMY, LAURE ; PATUREAU, DOMINIQUE ; BARRIUSO, ENRIQUE ; BEDOS, CAROLE ; BESSAC, FABIENNE ; LOUCHART, XAVIER ; MARTIN-LAURENT, FABRICE ; MIEGE, CECILE ; U. A.: Prediction of the Fate of Organic Compounds in the Environment From Their Molecular Properties: A Review. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* Bd. 45 (2015), S. 1277–1377

MARCELINO, R. B. P. ; ANDRADE, L. N. ; STARLING, M. C. V. M. ; AMORIM, C. C. ; BARBOSA, M. L. T. ; LOPES, R. P. ; REIS, B. G. ; LEÃO, M. M. D.: Evaluation of aerobic and anaerobic biodegradability and toxicity assessment of real pharmaceutical wastewater from industrial production of antibiotics. In: *Brazilian Journal of Chemical Engineering* Bd. 33 (2016), Nr. 3, S. 445–452

MARTIENSSEN, MARION: *Leistungen immobilisierter Mikroorganismen bei der Eliminierung von Umweltschadstoffen.*, *Habilitationsschrift*. Halle : Universitäts- und Landesbibliothek Sachsen-Anhalt, 2001

MARTINEZ-SOSA, DAVID ; HELMREICH, BRIGITTE ; NETTER, THOMAS ; PARIS, STEFANIA ; BISCHOF, FRANZ ; HORN, HARALD: Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) for municipal wastewater treatment under mesophilic and psychrophilic temperature conditions. In: *Bioresource Technology* Bd. 102 (2011), Nr. 22, S. 10377–10385

MARTY, DANIELLE G.: Fermentation of methylcellulose by a cellulolytic and a non-cellulolytic marine bacteria. In: *Biotechnology Letters* Bd. 7 (1985), Nr. 12, S. 895–899

MASCOLO, G. ; BALEST, L. ; CASSANO, D. ; LAERA, G. ; LOPEZ, A. ; POLLICE, A. ; SALERNO, C.: Biodegradability of pharmaceutical industrial wastewater and formation of recalcitrant organic compounds during aerobic biological treatment. In: *Bioresource Technology* Bd. 101 (2010), Nr. 8, S. 2585–2591

MOREIRA-BRITO, GEANNE: Persönliche Mitteilung.

MOTHUWAL, CHAHITE: *Abbau von persistenten Verbindungen in einem Biofilm-Reaktor - Quantifizierung und Visualisierung des Biofilms* (Masterarbeit). Hannover : Institut für Siedlungswasserwirtschaft & Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, 2019

MUDRACK, KLAUS ; KUNST, SABINE: *Biologie der Abwasserreinigung*. 5., vollst. überarb. und erw. Aufl.

Heidelberg : Spektrum, Akad. Verl, 2003 — ISBN 978-3-8274-1427-4

NICOLAIDIS, CHARALAMBOS ; VYRIDES, IOANNIS: Closing the water cycle for industrial laundries: An operational performance and techno-economic evaluation of a full-scale membrane bioreactor system. In: *Resources, Conservation and Recycling* Bd. 92 (2014), S. 128–135

NZILA, ALEXIS ; RAZZAK, SHAIKH ABDUR ; ZHU, JESSE: Bioaugmentation: An Emerging Strategy of Industrial Wastewater Treatment for Reuse and Discharge. In: *International Journal of Environmental Research and Public Health* Bd. 13 (2016), Nr. 846

OHANDJA, D GUY ; STUCKEY, DAVID C: Development of a membrane-aerated biofilm reactor to completely mineralise perchloroethylene in wastewaters. In: *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* Bd. 81 (2006), Nr. 11, S. 1736–1744

ONTIVEROS-VALENCIA, A. ; ZHOU, C. ; ZHAO, H.-P. ; KRAJMALNIK-BROWN, R. ; TANG, Y. ; RITTMANN, B. E.: Managing microbial communities in membrane biofilm reactors. In: *Applied Microbiology and Biotechnology* Bd. 102 (2018), S. 9003–9014

ORHON, D. ; ARTAN, N. ; BÜYÜKMURAT, S. ; GÖRGÜN, E.: The Effect of Residual COD on the Biological Treatability of Textile Wastewaters. In: *Water Science and Technology* Bd. 26 (1992), Nr. 3–4, S. 815–825

ORHON, DERIN ; COGKÖR, EMINE UBAY: COD Fractionation in Wastewater Characterization—The State of the Art. In: *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* Bd. 68 (1997), S. 11

ORHON, DERIN ; GENÇELİ, ESRA ATEŞ ; ÇOKGÖR, EMINE UBAY: Characterization and Modeling of Activated Sludge for Tannery Wastewater. In: *Water Environment Research* Bd. 71 (1999a), Nr. 1, S. 50–63

ORHON, DERIN ; TAŞLI, RÜYA ; SÖZEN, SEVAL: Experimental basis of activated sludge treatment for industrial wastewaters — The state of the art. In: *Water Science & Technology* Bd. 40 (1999b), Nr. 1, S. 1–11

PARK, JONG-SANG ; LEE, CHUNG-HAK: Removal of soluble COD by a biofilm formed on a membrane in a jet loop type membrane bioreactor. In: *Water Research* Bd. 39 (2005), Nr. 19, S. 4609–4622

PEREZ-CALLEJA, P. ; AYBAR, M. ; PICIOREANU, C. ; ESTEBAN-GARCIA, A.L. ; MARTIN, K.J. ; NERENBERG, R.: Periodic venting of MABR lumen allows high removal rates and high gas-transfer efficiencies. In: *Water Research* Bd. 121 (2017), S. 349–360

POLLICE, ALFIERI ; VERGINE, POMPILIO: Self-forming dynamic membrane bioreactors (SFD MBR) for wastewater treatment: Principles and applications. In: *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering - Advanced Membrane Separation Processes for Sustainable Water and Wastewater Management - Case Studies and Sustainability Analysis*. Bd. 10 : Elsevier, 2020 — ISBN 978-0-12-819854-4, S. 235–258

RAVIN, NIKOLAI V. ; RAKITIN, ANDREY L. ; IVANOVA, ANASTASIA A. ; BELETSKY, ALEXEY V. ; KULICHEVSKAYA, IRINA S. ; MARDANOV, ANDREY V. ; DEDYSH, SVETLANA N.: Genome Analysis of *Fimbrioglobus ruber* SP5T, a Planctomycete with Confirmed Chitinolytic Capability. In: KELLY, R. M. (Hrsg.) *Applied and Environmental Microbiology* Bd. 84 (2018), Nr. 7

ROBLES-GONZALEZ, VANIA ; GALINDEZ-MAYER, JUVENCIO ; RINDERKNECHT-SEIJAS, NOEMI ; POGGI-VARALDO, HECTOR M.: Treatment of mezcal vinasses: A review. In: *Journal of Biotechnology* Bd. 157 (2012), S. 524–546

RUKEPECH, KWANCHANOK: *Biodegradation of Methyl Cellulose in Biofilm Reactors* (Masterarbeit). Hannover : Institut für Siedlungswasserwirtschaft & Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, 2019

SARMA, SAURABH JYOTI ; TAY, JOO HWA ; CHU, ANGUS: Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. In: *Trends in Biotechnology* Bd. 35 (2017), Nr. 1, S. 66–78

SATYAWALI, Y. ; BALAKRISHNAN, M.: Wastewater treatment in molasses-based alcohol distilleries for COD and color removal: A review. In: *Journal of Environmental Management* Bd. 86 (2008), S. 481–497

SCHALK, T. ; KÜHN, V. ; KREBS, P.: *Untersuchung des Anreicherungsverhaltens von schwer abbaubaren gelösten organischen Substanzen in Membranbelebungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung von Industriekläranlagen* (DBU-Abschlussbericht Nr. AZ: 24007-23) : Technische Universität Dresden, 2009

SCELLENBERGER, STEFANIE: *Impact of Oxygen and Pesticides on Microbial Cellulose Degradation in Aerated Agricultural Soils: A Microscaled Analysis of Processes and Prokaryotic Populations*. Bayreuth, Universität Bayreuth, 2012

SCHÖNBERGER, HARALD: *Zur Abwasserfrage der Textilveredlungsindustrie*, Technische Universität Berlin, 1996

SCHRÖDER, HORST FRIEDRICH: *Biochemisch schwer abbaubare organische Stoffe in Abwässern und Oberflächengewässern - Vorkommen, Bedeutung und Elimination.*, Gewässerschutz, Wasser, Abwasser. *Habilitation*. Aachen : Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, 1997 — ISBN 3-932590-43-0

SELÇUK, HÜSEYİN ; EREMEKTAR, GÜLEN ; MERİÇ, SÜREYYA: The effect of pre-ozone oxidation on acute toxicity and inert soluble COD fractions of a textile finishing industry wastewater. In: *Journal of Hazardous Materials* Bd. 137 (2006), Nr. 1, S. 254–260

SHOKROLLAHZADEH, S ; AZIZMOHSENI, F ; GOLMOHAMMAD, F ; SHOKOUHI, H ; KHADEMHAIGHAT, F: Biodegradation potential and bacterial diversity of a petrochemical wastewater treatment plant in Iran. In: *Bioresource Technology* Bd. 99 (2008), Nr. 14, S. 6127–6133

STEINBRENNER, CHRISTINE: *Nitrifikation in Biofilmen des WSB-Verfahrens. Eine biochemische und molekularbiologische Charakterisierung eines Biofilmverfahrens im Vergleich zum Belebungsverfahren*, Dissertation. Dresden : Südwestdeutscher Verlag für Hochschulschriften, 2011 — ISBN 978-3-8381-3646-2

SUTO, RYU ; ISHIMOTO, CHIKAKO ; CHIKYU, MIKIO ; AIHARA, YOSHITO ; MATSUMOTO, TOSHIMI ; UENISHI, HIROHIDE ; YASUDA, TOMOKO ; FUKUMOTO, YASUYUKI ; U. A.: Anammox biofilm in activated sludge swine wastewater treatment plants. In: *Chemosphere* Bd. 167 (2017), S. 300–307

TAN, LINA HENDRAWATI: *Investigations into the Degradation of Refractory Organic Matter in Aerobic Biofilms – Lab Experiments and Modelling* (Masterarbeit). Hannover : Institut für Siedlungswasserwirtschaft & Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, 2018

THIEMIG, CHRISTOPH: *Die Bedeutung der Filtrationseigenschaften von belebten Schlämmen beim Betrieb von Membranbioreaktoren*. Aachen, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH, 2011

TIAN, JIA-YU ; LIANG, HENG ; NAN, JUN ; YANG, YAN-LING ; YOU, SHI-JIE ; LI, GUI-BAI: Submerged membrane bioreactor (SMBR) for the treatment of contaminated raw water. In: *Chemical Engineering Journal* Bd. 148 (2009), Nr. 2–3, S. 296–305

TRAUTMANN, NIKLAS: *Energie- und CO₂-Bilanz der Abwasserbehandlung am Beispiel der Hefe- und Fischindustrie, Dissertation*. Bd. 156. Hannover : Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, 2015 — ISBN 978-3-921421-86-4

URANO, KOHEI ; KATO, ZENJI: A method to classify biodegradabilities of organic compounds. In: *Journal of Hazardous Materials* Bd. 13 (1986), S. 11

VDP: *Webauftritt des Verbandes Deutscher Papierfabriken (VDP)*. URL <https://www.vdp-online.de/verband>. - abgerufen am 2020-07-14

DE VEIJ, MARLEEN ; VANDENABEELE, PETER ; DE BEER, THOMAS ; REMON, JEAN PAUL ; MOENS, LUC: Reference database of Raman spectra of pharmaceutical excipients. In: *Journal of Raman Spectroscopy* Bd. 40 (2009), Nr. 3, S. 297–307

WEIGOLD, PASCAL ; EL-HADIDI, MOHAMED ; RUECKER, ALEXANDER ; HUSON, DANIEL H. ; SCHOLTEN, THOMAS ; JOCHMANN, MAIK ; KAPPLER, ANDREAS ; BEHRENS, SEBASTIAN: A metagenomic-based survey of microbial (de)halogenation potential in a German forest soil. In: *Nature Scientific Reports* Bd. 6 (2016), S. 13

WINKLER, MARI K.H. ; KLEEREBEZEM, ROBBERT ; KHUNJAR, WENDELL O. ; DE BRUIN, BART ; VAN LOOSDRECHT, MARK C.M.: Evaluating the solid retention time of bacteria in flocculent and granular sludge. In: *Water Research* Bd. 46 (2012), Nr. 16, S. 4973–4980

WIRTH, STEPHAN ; ULRICH, ANDREAS: Cellulose-Degrading Potentials and Phylogenetic Classification of Carboxymethyl-cellulose Decomposing Bacteria Isolated from Soil. In: *Systematic and Applied Microbiology* Bd. 25 (2002), Nr. 4, S. 584–591

WOBUS, A. ; ULRICH, S. ; RÖSKE, I.: Degradation of chlorophenols by biofilms on semi-permeable membranes in two types of fixed bed reactors. In: *Water Science & Technology* Bd. 32 (1995), Nr. 8, S. 205–212

WOLTERS, ANNA-LENA: *Einsatz spektrometrischer Verfahren zur qualitativen und quantitativen Beurteilung der Abwasserverschmutzung* (Bachelorarbeit). Hannover : Institut für Siedlungswasserwirtschaft & Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, 2019

WU, J ; XIAO, Y ; YU, H: Degradation of lignin in pulp mill wastewaters by white-rot fungi on biofilm. In: *Bioresource Technology* Bd. 96 (2005), Nr. 12, S. 1357–1363

WU, JUN ; HE, CHENGDA ; BI, DONGSU ; YU, JING ; ZHANG, YA: A bio-cake model for the soluble COD removal by the back-transport, adsorption and biodegradation processes in the submerged membrane bioreactor. In: *Desalination* Bd. 322 (2013), S. 1–12

XU, MEILAN ; WEN, XIANGHUA ; YU, ZHIYONG ; LI, YUSHAN ; HUANG, XIA: A hybrid anaerobic membrane bioreactor coupled with online ultrasonic equipment for digestion of waste activated sludge. In: *Bioresource Technology* Bd. 102 (2011), Nr. 10, S. 5617–5625

YANG, BIN ; CHEN, GUANGHAO ; CHEN, GUOHUA: Submerged membrane bioreactor in treatment of simulated restaurant wastewater. In: *Separation and Purification Technology* Bd. 88 (2012), S. 184–190

ZHAO, WEN-TAO ; SHEN, YUE-XIAO ; XIAO, KANG ; HUANG, XIA: Fouling characteristics in a membrane bioreactor coupled with anaerobic–anoxic–oxic process for coke wastewater treatment. In: *Bioresource Technology* Bd. 101 (2010), Nr. 11, S. 3876–3883

ZYWICKI, BRITTA: *Untersuchungen zu Analytik und Verhalten natürlicher vegetabiler Gerbstoffe in Abwässern der Lederherstellung, Dissertation* : Technische Universität Berlin, 2003