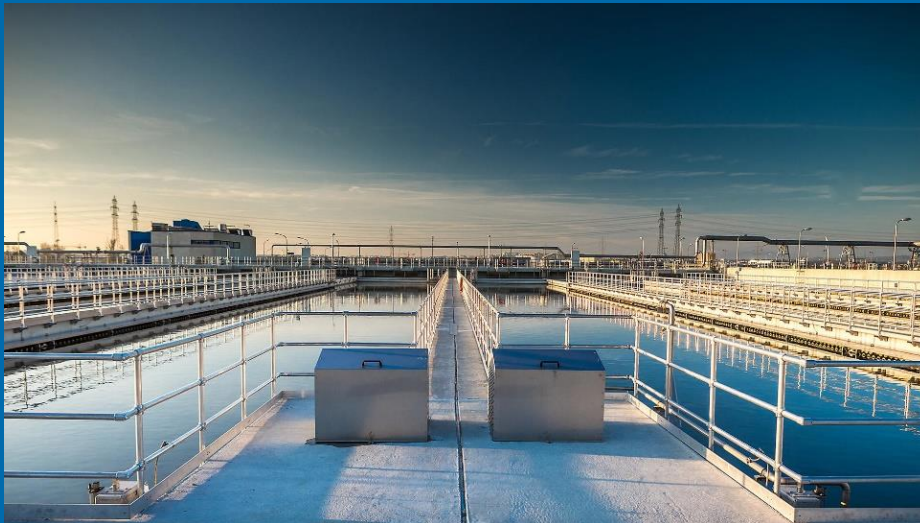


Ein nachhaltiges Konzept für die kommunale Abwasserreinigung der Zukunft

Gefördert durch den Jubiläumsfonds der Österreichischen Nationalbank



Dr. DI Vanessa Parravicini

DI Sebastian Böhler

Dr. Emile Van Eygen

DI Arabel Amann

Ass.Prof. Karl Svardal

Prof. Jörg Krampe

Impressum

Projekttitel:	Ein nachhaltiges Konzept für die kommunale Abwasserreinigung der Zukunft
Auftraggeber:	Jubiläumsfonds der Österreichischen Nationalbank
Auftragnehmer:	Technische Universität Wien Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement Karlsplatz 13/2261 A-1040 Wien
SAP-Nummer:	P226010-8000
ProjektleiterIn:	Jörg Krampe
ProjektbearbeiterInnen:	Vanessa Parravicini, Sebastian Böhler, Emile Van Eygen, Arabel Amann, Karl Svardal
AutorInnen:	Vanessa Parravicini, Sebastian Böhler, Arabel Amann
Reviewers:	Karl Svardal, Jörg Krampe
Projektentwicklung	Martha Dittrich

Abstract

Im Kontext aktueller Diskussionen zur Ressourcenrückgewinnung/-schonung bei der kommunalen Abwasserreinigung, wurden in den letzten Jahren an der TU Wien verschiedenste innovative Verfahren intensiv untersucht. Aufbauend auf den Ergebnissen dieser umfassenden Forschungsarbeiten und durch die Integration der einzelnen Technologien wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens ein Gesamtkonzept für eine ressourcenschonende Kläranlage der Zukunft erarbeitet. Dabei wurde nicht nur die prozesstechnische Machbarkeit des Konzepts geprüft, sondern auch die ökologische und ökonomische Dimension des innovativen Entwicklungsschritts betrachtet. Da derzeit für die Ökobilanzierung von Kläranlagen noch keine standardisierte Methode verfügbar ist, wurde im Rahmen des Projektes eine kritische Herangehensweise bei der Auswahl und Festlegung der methodologischen Ansätze angestrebt. Methodologische Fortschritte wurden bei der Abschätzung der direkten Lachgas-Emissionen aus dem Belebungsbecken sowie bei der detaillierten Berücksichtigung der Bauphase der Kläranlage erzielt.

Die berücksichtigten Verfahren/Prozesse zur Ressourcenschonung und -wiederverwertung umfassen die Mikrosiebung als Vorreinigungsstufe, aeroben granulären Belebtschlamm, Faulung mit hohen Feststoffgehalten, Struvitfällung, Trübwasser-Deammonifikation in membranbelüfteten Biofilmreaktoren sowie die Phosphorrückgewinnung aus den Klärschlammaschen. Die Integration der ausgewählten Verfahren/Prozesse ergibt für die „Kläranlage der Zukunft“ ein stimmiges Bild, in dem Synergien sinnvoll genutzt werden können. Die größte Einsparungspotentiale liegen dabei in der deutlichen Reduktion der Beckenvolumina und des Platzbedarfs der Anlage sowie in der Energiebilanz. Die erarbeiteten Stoffflussanalysen sowie die Ergebnisse der Ökobilanzierung belegen, dass - unter den getroffenen Annahmen - das innovative Abwasserreinigungskonzept auch eine nachhaltige Entwicklung darstellt. Dabei spielen jedoch die ökologischen Gutschriften, die aus der Substitution von Marktgütern durch die zurückgewonnenen Produkte (Struvit, Phosphorsäure, Eisenchlorid und Kalziumchlorid) entstehen, eine entscheidende Rolle.

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei der Kostenanalyse. Die Umsetzung des neu entwickelten Abwasserreinigungskonzepts in die Praxis wäre kostenneutral, weil die zusätzlichen Investitions- und Betriebskosten für die Verfahren und Prozesse durch die erzielbaren Einsparungen in Bau und Betrieb kompensiert werden können. Ob die geschätzten Einsparungspotentiale in der Praxis tatsächlich erwirtschaftet werden können, hängt von den aktuellen Investition- und Betriebskosten und vor allem von den erzielbaren Erlösen für Phosphorsäure und für die Chloridlösungen ab. Der ökonomische und ökologische Einsatz der Phosphor-Rückgewinnungsprozesse setzt also funktionierende Märkte für die Rezyklate voraus.

Inhalt

1	Einführung.....	1
2	Grundlegende Betrachtungen.....	2
2.1	Kommunales Abwasser als Ressource.....	2
2.2	Möglichkeiten der Ressourcenschonung bei der Abwasserreinigung	8
2.3	Ein Konzept für die Abwasserreinigung der Zukunft „Made in Austria“	9
3	Projektziele	16
4	Methodologische Grundlagen.....	17
4.1	Festlegung der Modell-Kläranlagen	17
4.2	Stoffstromanalyse mit STAN.....	18
4.3	Ökologische Bewertung.....	19
4.3.1	Festlegung der funktionellen Einheit und der Systemgrenze	21
4.3.2	Auswahl der Wirkungskategorien für die Ökobilanz.....	23
4.3.3	Normierung	25
4.3.4	Ökobilanz mit dem Programm EASETECH.....	26
4.4	Kostenschätzung.....	27
4.4.1	Kapitalkosten.....	27
4.4.2	Betriebskosten.....	29
5	Berechnung der Modell-Kläranlagen	31
5.1	Kläranlage_Ist.....	31
5.2	Kläranlage_Zukunft	37
5.3	Diskussion und Vergleich der Modellkläranlagen.....	47
5.4	Ergebnisse der Simulation.....	50
6	Ökobilanz.....	54
6.1	Sachbilanz (LCI).....	56
6.1.1	Infrastruktur	56
6.1.2	Betriebsphase	57
6.1.2.1.	Strombedarf und Betriebsmittel.....	57
6.1.2.2.	Direkte N ₂ O-Emissionen.....	57
6.1.2.3.	Direkte CH ₄ -Emissionen	60

6.1.2.4.	Direkte fossile CO ₂ -Emissionen	60
6.1.2.5.	N ₂ O und CH ₄ Emissionen im Vorfluter	61
6.1.2.6.	Transporte	61
6.1.2.7.	Metalle und Schwermetalle	62
6.1.2.8.	Klärschlamm-Monoverbrennung	65
6.1.2.9.	P-Rückgewinnung	68
6.1.2.10.	Gutschriften und Nebenprodukte	69
6.2	Datenqualität	70
6.3	Ergebnisse (Wirkungsabschätzung)	70
6.4	Normierung	78
6.5	Sensitivitätsanalyse - Interpretation	79
7	Kostenanalyse	82
7.1	Berechnung der Kosten	82
7.1.1	Kläranlage_Ist	82
7.1.2	Kläranlage der Zukunft	84
7.1.3	Erlöse	88
7.2	Ergebnisse	89
7.3	Sensitivitätsanalyse - Interpretation	92
8	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	94
9	Fazit	99
10	Referenzen	100
Anhang	110
1	Festlegung der Modellkläranlagen	110
2	Sachbilanz	112
3	Kosten	123
4	Abbildungsverzeichnis	126
5	Tabellenverzeichnis	128

1 Einführung

Das prognostizierte Bevölkerungswachstum in Österreich in den nächsten Dekaden stellt für die nationale Wassergütwirtschaft, speziell in den Ballungsräumen, eine Herausforderung dar. Neben dem Versorgungsaspekt, wird auch die Abwasserreinigung davon betroffen sein. Da die bestehende Infrastruktur teilweise veraltet und die vorhandene Kapazitätsreserve begrenzt ist, werden künftig verstärkt Investitionen für Sanierung und Ausbau von Kläranlagen notwendig sein. Um die beschränkten Investitionsmittel effizient einzusetzen (Maximierung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses), ist ein solides und zukunftsorientiertes Behandlungskonzept für mittelgroße bis große Kläranlagen gefragt, das neben dem Hauptziel der Gewässergüte auch relevante Aspekte wie die Ressourcenschonung im Bau und Betrieb sowie die Ressourcenrückgewinnung aus dem Abwasser miteinbezieht (Stichwort Nachhaltigkeit).

Während die ursprüngliche Aufgabe der Abwasserreinigung in der schadlosen Einleitung von gereinigtem Abwasser in die aufnehmenden Gewässer lag, wird heute zunehmend der Wert der Abwasserinhaltsstoffe erkannt und auf eine Rückgewinnung ebendieser abgezielt. Es muss jedoch hervorgehoben werden, dass in einzelnen Teilbereichen der Abwasserreinigung schon lange auf eine Rückgewinnung von Abwasserinhaltsstoffen – hauptsächlich Nährstoffe und Energie – gesetzt wird. Ansätze wie z.B. die landwirtschaftliche Klärschlammausbringung sind jedoch in den letzten Jahren verstärkt unter Druck geraten oder bei Technologien wie z.B. der Schlammfäulung und Energiegewinnung aus dem Biogas haben sich die Wirtschaftlichkeitsgrenzen verschoben, so dass die Nutzung des Abwassers als Ressource derzeit ein sehr aktuelles Thema ist. Nicht zuletzt durch die intensive Forschung im Bereich der Ressourcenschonung und der begrenzten Verfügbarkeit einzelner Ressourcen (z.B. Phosphor) gibt es aktuell viele neue Ansatzpunkte im Rahmen der Abwasserwirtschaft.

Darüber hinaus heben zahlreiche Publikationen wie z.B. Soares A. (2020) hervor, dass sich die neuesten technologischen Entwicklungen in der näheren Zukunft (Zeithorizont: 2030) auf Prozessintensivierung und Ressourcenrückgewinnung konzentrieren werden, um eine noch höhere Abwasserqualität zu ermöglichen und die Neutralität der CO₂-Bilanz der Kläranlagen zu gewährleisten.

In Anlehnung an die aktuellen Fragestellungen und Diskussionspunkte hinsichtlich der Ressourcenrückgewinnung bzw. -schonung bei der kommunalen Abwasserreinigung, wurden in den letzten Jahren am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement der TU Wien innovative Technologien und Verfahren in Forschungsprojekten intensiv untersucht. Die Ergebnisse dieser grundlegenden Forschungsarbeiten stellen einen wertvollen Pool an Daten und Erfahrungen dar, um wesentliche Fragestellungen hinsichtlich der Gestaltung von ressourcenschonenden und energieautarken Kläranlagen der Zukunft abzuwägen. Durch die Wechselwirkung zwischen den Themen Energie und Ressourcenrückgewinnung ist eine losgelöste Betrachtung einzelner Technologien bzw. Verfahrenskonzepte nicht mehr zielführend, sondern erfordert integrative Überlegungen. Darüber hinaus ist es heutzutage unerlässlich, zu beurteilen, in welchem Ausmaß neue bzw. optimierte Behandlungskonzepte auch eine nachhaltige Entwicklung darstellen (Corominas et al., 2013). Die Bewertung darf nicht mehr nur auf Basis von Kosten/Nutzen-Analysen bzw. Energiebilanzen erfolgen, sondern soll auch CO₂-Bilanzen und andere aussagekräftige ökologische Indikatoren miteinbeziehen. Obwohl bereits Erfahrungen mit Ökobilanzen (engl. Life Cycle Assessment, LCA) im Bereich der

kommunalen Abwasserreinigung vorliegen (u.a. Remy et al., 2014; Pasqualino et al., 2009; Corominas et al, 2020), ist derzeit noch keine standardisierte Methode verfügbar und speziell die Auswahl der Indikatoren bedarf einer kritischen Herangehensweise. Diese ist umso wichtiger, wenn neben der Gewässergüte auch das Thema Ressourcenrückgewinnung im gesamten Konzept integriert ist. Die Bewertung muss daher den gesamten Lebenszyklus der Kläranlage erfassen, von der Herstellung bis zur Entsorgung sowie der Schlammverwertung bzw. -entsorgung.

Es besteht daher Bedarf, ein umfassendes Konzept für die Abwasserreinigung der Zukunft basierend auf vielversprechenden Prozessen bzw. Technologien zu entwickeln und dessen ökologische/ökonomische Auswirkungen hinsichtlich einer nachhaltigen Wassergütwirtschaft zu bewerten. Es stellt sich dabei die Frage, ob sich die innovativen Entwicklungen der Forschung in ein nachhaltiges Gesamtkonzept sinnvoll integrieren lassen oder Konflikte zwischen Ressourcenschonung und Gewässergüte bzw. anderen Umweltbereichen entstehen können. Ökonomische Aspekte sollen in der Gesamtbewertung berücksichtigt und zu Werten des aktuellen Benchmarking österreichischer Abwasserreinigungsanlagen in Bezug gesetzt werden.

Das nachhaltige Abwasserreinigungskonzept soll für kommunale Kläranlagen > 50.000 Einwohnerwerte (EW) konzipiert werden, die in Österreich ca. 66% der vorhandenen Ausbaupazität (Kläranlagen > 50 EW) ausmachen (ÖWAV, 2020). Da die Anzahl der Kläranlagen in dieser Größenklasse nur 4% der Gesamtanzahl beträgt, kann das Kosten-Nutzen-Verhältnis der Investitionen für die Implementierung des innovativen Abwasserreinigungskonzepts maximiert werden.

2 Grundlegende Betrachtungen

Weil das Abwasser eine sehr vielfältige Ressource ist, gibt es auch eine Vielzahl an Möglichkeiten, diese nutzbar zu machen. Die wesentlichen Innovationen in diesem Bereich werden in diesem Kapitel erläutert. Anschließend wird ein Konzept für eine ressourcenschonende Kläranlage der Zukunft dargestellt.

2.1 Kommunales Abwasser als Ressource

Die Abwassereinigungsbranche befindet sich seit zwei Jahrzehnten in einer Übergangsphase. Der erste Impuls, der zu einer signifikanten Verbesserung der Wasserqualität der Oberflächengewässer geführt hat, kam noch früher mit der Implementierung der europäischen Richtlinie zur Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG, Europäisches Parlament, 1991) und der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC Europäisches Parlament, 2000). Die strengeren Vorschriften für die Einleitung von Abwässern, die eine vollständige Entfernung von Stickstoff und Phosphor erforderten, ließen jedoch die Kosten für die Abwasserreinigung wesentlich ansteigen, so dass die Nachhaltigkeit von Kläranlagen und die Angemessenheit des Belebtschlammverfahrens zur Abwasserbehandlung in Frage gestellt wurden. Dies führte zu einem Paradigmenwechsel um 2009, als Kläranlagen erstmals als „Standorte für Ressourcenrückgewinnung und Wasserrecycling“ vorgeschlagen wurden (z.B. Daigger, 2009; Verstraete et al., 2009). Die Idee war nicht unbedingt neu, wenn man die bereits etablierte landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlamm sowie die energetische Verwertung von Biogas betrachtet. Allerdings lag der gewählte Zeitpunkt noch im Einflussbereich der Energiekrise 2006, und führte dazu, dass viele renommierte Experten auf dem Gebiet auf ähnliche

Konzepte drängten und eine breite Akzeptanz dieser Konzepte bewirkte (Soares, 2020). Forscher, Abwasserreinigungsdienstleister und andere verwandte Branchen nutzten diese Gelegenheit, unterstützt durch nationale und internationale Förderungsprogramme, um eine breite Palette von Technologien zu entwickeln, die eine hohe Abwasserqualität liefern können, jedoch mit reduziertem Energiebedarf und niedrigeren Kosten durch die gleichzeitige Rückgewinnung und Bereitstellung von Ressourcen aus dem Abwasser. Eine Vielzahl von Verfahrenskonzepten und Technologien zur Rückgewinnung verschiedener Produkte, wie z. B. Struvit, Biokunststoffe und Synthesegas, wurden untersucht und zum Teil bis zur großtechnischen Umsetzung entwickelt. Durchbrüche in der technologischen Entwicklung entstanden oft auf universitärer Ebene und wurden dann über Beratungsunternehmen und große Wasserdienstleister auf den Markt gebracht.

Unter Berücksichtigung des hohen Zeit- und Kostenaufwands im Zusammenhang mit der Entwicklung neuer Technologien, erscheint es unabdingbar, die Vorteile der neuen Entwicklungen, bevor große Investitionen getätigt werden, genau und umfassend zu quantifizieren und abzuwägen. Zu diesem Zweck wären Plattformen, die eine enge multidisziplinäre Zusammenarbeit ermöglichen und u.a. auch regulatorische und soziale Rahmenbedingungen miteinbeziehen, dringend gefragt (Soares, 2020).

Da in Europa die Möglichkeiten zur Entwicklung von Standorten auf der grünen Wiese limitiert sind, wird angestrebt, innovative Technologien in bestehenden Kläranlagen zu integrieren. Derzeit steht die Abwasserreinigungsbranche vor einer erstaunlich großen Auswahl an Technologien und Rückgewinnungsoptionen, deren Sinnhaftigkeit/Tauglichkeit eine kritische Prüfung erfordert. In der Tat sollte die Bewertung für jeden einzelnen Anwendungsfall erfolgen, weil die Szenarien je nach EU-Land bzw. Region sowie Kläranlagengröße unterschiedlich sein können.

In weiterer Folge werden ausgewählten Ansätze/Möglichkeiten der Ressourcenrückgewinnung aus dem kommunalen Abwasser diskutiert.

Kommunales Abwasser wurde als wichtige Phosphor-Ressource erkannt, die zukünftig im Sinne einer effizienten „Circular Economy“ wieder in den Nährstoffkreislauf und damit idealerweise in die Landwirtschaft zurückzuführen ist. Da Phosphor ein essentieller und nicht substituierbarer Nährstoff für alle Lebewesen ist, steigt seit einigen Jahren das Bewusstsein dafür, dass im Zusammenhang mit Phosphor und seiner primären Quelle Rohphosphat einige globale Herausforderungen zu bewältigen sind, um zukünftig die sichere Versorgung mit diesem Nährstoff gewährleisten zu können. Das österreichische Phosphor-Budget zeigt, dass die Phosphorfracht im kommunalen Abwasser 40 bis 50% des jährlichen Verbrauchs an P-Mineraldünger in der Landwirtschaft substituieren könnte (Zoboli et al., 2015). Demzufolge wird künftig das Phosphorrecycling aus dem Klärschlamm in Deutschland durch die Novellierung der Klärschlammverordnung zur Pflicht. Auch Österreich strebt eine obligatorische Phosphorverwertung aus kommunalem Klärschlamm an, wie es im Bundesabfallwirtschaftsplan (BMNT, 2018) festgehalten ist.

Phosphor kann aus unterschiedlichen Stoffströmen der Abwasserbehandlung rückgewonnen werden (Abbildung 1), wobei das Rückgewinnungspotential bezogen auf den Kläranlagenzulauf bei Rückgewinnungsverfahren aus den Klärschlammaschen (nach Klärschlamm-Monoverbrennung) mit bis zu 87% am höchsten liegt (Egle et al., 2016). Bei der Fällung von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP, alias Struvit) im Schlammwasser aus der Faulschlammwässerung liegt das Potential deutlich niedriger (20-30%), jedoch sind die erzeugten Sekundärrohstoffdünger teilweise direkt für den Einsatz

in der Landwirtschaft geeignet und weisen eine hohe Pflanzenverfügbarkeit und Reinheit auf. Mehrere großtechnische Struvitfällungsanlagen wurden auf Kläranlagen bereits realisiert, wie z.B. das AirPrex®-Verfahren auf der Kläranlage Wassmannsdorf in Berlin. Die erste Österreichische MAP-Fällungsanlage wurde im April 2017 auf der Kläranlage Wiener Neustadt in Betrieb genommen (Svardal und Egle, 2016).

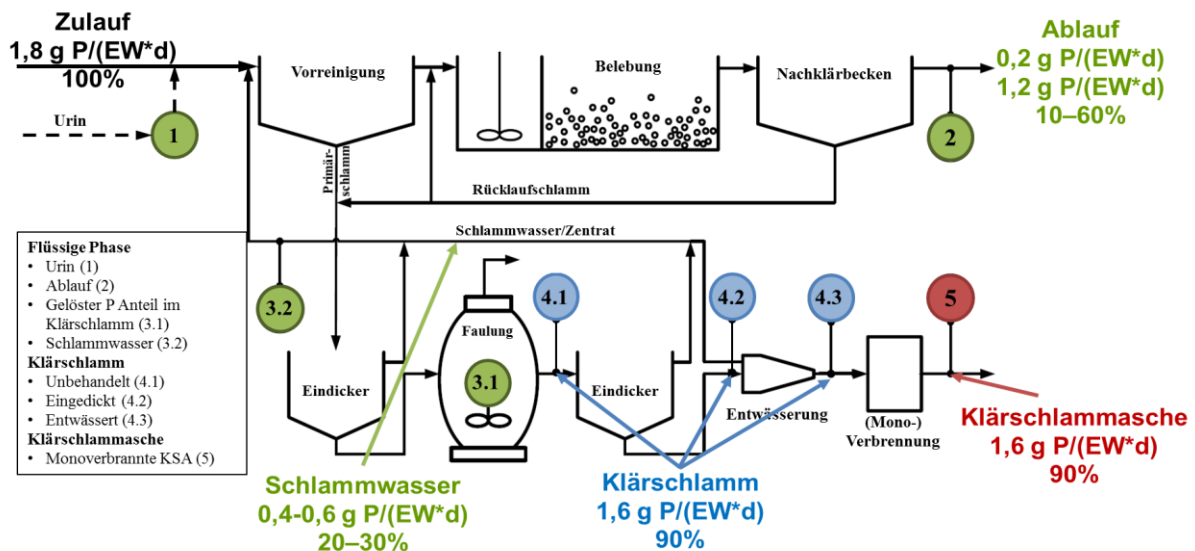


Abbildung 1. Mögliche Ansatzpunkte der Phosphor-Rückgewinnung (Egle et al., 2016).

Die Rückgewinnung von Stickstoff auf Kläranlagen erfolgt unter den derzeitigen Rahmenbedingungen in Hinblick auf eine Ressourcenschonung allenfalls über eine Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. Problemfelder wie die Gefahr enthaltener Schadstoffe (z.B. Schwermetalle, organische Mikroverunreinigungen wie Rückstände von Arzneimitteln) sowie hygienische Bedenken schränken diese Option immer mehr ein. Weitere Möglichkeiten der Stickstoffrückgewinnung aus dem Abwasser sind die Stripprung von Ammoniak aus dem Schlammwasser des Faulschlammes. Die Luftstrippung mit anschließender saurer Wäsche zur Gewinnung eines Flüssigdüngers ist nur wenig verbreitet, insbesondere aufgrund der hohen Kosten und des energetischen Aufwands gegenüber dem Haber-Bosch-Verfahren zur Stickstoffdüngerherstellung (Egle & Reichel, 2012). Die innovative Membranstrippung stellt eine vielversprechende Technologie dar (Böhler, 2015), erste großtechnische Betriebserfahrungen wurden im Rahmen des EU-Projekts PowerStep gewonnen (Powerstep, 2015). Die ersten Ergebnisse zeigen jedoch, dass weitere Optimierungen notwendig sind, um diese Technologie wettbewerbsfähig zu machen (Baumgartner et al., 2018).

Neben der Rückgewinnung der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe, können natürlich auch andere Ressourcen aus dem Abwasser zurückgewonnen werden. Hier gibt es derzeit eine Vielzahl an Forschungsthemen, darunter die Gewinnung von Alginaten als Verdickungsmittel (Hogendoorn, 2013) bzw. von Polymeren zur Herstellung von Biokunststoff (Pittmann und Steinmetz, 2014). Neueste Entwicklungen haben sich mit der stofflichen Verwertung von aerob granuliertem Belebtschlamm (AGS) beschäftigt. Die körnigen mikrobiellen Strukturen der Granula bestehen aus extrazellulären polymeren Substanzen (EPS), die als nützliche Polymere für industrielle Anwendungen gelten, weil sie insbesondere bei Verwendung als Verbundwerkstoff einzigartige Materialeigenschaften aufweisen (Felz et al., 2016). Da biopolymerähnliche Materialien ausschließlich auf natürlichen Ressourcen

gewonnen werden können, wird gerade in der Niederlande das Polymer-Produkt „Kaamera® Gum“ entwickelt, das aus AGS gewonnen wird (van der Knaap et al., 2019).

Die bis jetzt erzielte mäßige Rückgewinnungsquote an Rezyklaten bremst allerdings die großtechnische Umsetzung dieser Verfahren. Außerdem steht der Anteil des organischen Kohlenstoffs, der für die Erzeugung von Ausgangsmaterialien zur Biokunststoffproduktion verwendet wird, nicht mehr für die Denitrifikation bzw. die Biogasproduktion zur Verfügung.

Das Thema der Energiegewinnung aus dem Abwasser steht seit mehreren Jahren im Mittelpunkt der Abwasserreinigung nicht nur in Österreich, sondern auch auf internationaler Ebene, wie zahlreichen Publikationen und Fachtagungen belegen. Der chemische Energiegehalt der organischen Abwasserinhaltsstoffe (oft als CSB ausgedrückt) liegt nach Kroiss und Svardal (2009) bei 155 kWh pro Einwohner pro Jahr. Diese Energie steht allerdings nicht direkt als nutzbare elektrische Energie zur Verfügung. Nur jener Anteil an CSB, der über die anaerobe Klärschlammstabilisierung in Methan umgewandelt wird, kann anschließend über ein Blockheizkraftwerk (BHKW) unter Berücksichtigung des Wirkungsgrades der Maschine (30-38%) verstromt und so als elektrische Energie nutzbar gemacht werden. Ein nicht unerheblicher Teil des Methans wird dabei auch als thermische Energie zur möglichen Nutzung frei. Aus Daten des ÖWAV Benchmarking-Berichts 2018 (ÖWAV, 2018) lässt sich eine Stromproduktion auf österreichischen Kläranlagen von 20 kWh_{el}/(EW.a) errechnen (Medianwert 27 L Biogas/(EW.d), 60% Methananteil, Methan Heizwert: 10 kWh/Nm³, 30% BHKW-Wirkungsgrad).

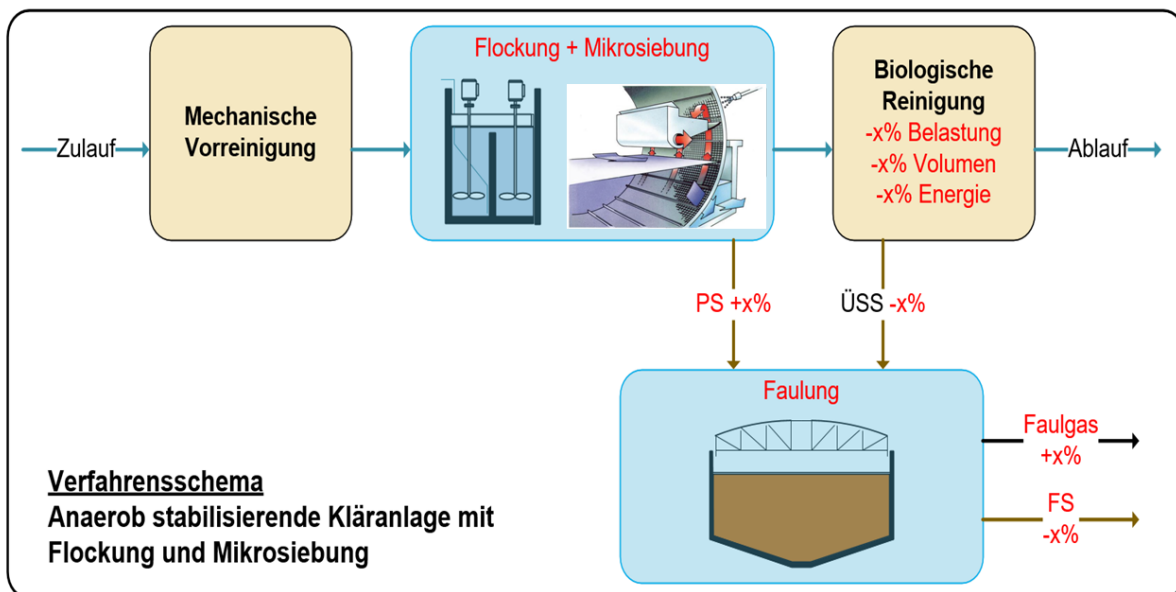


Abbildung 2. Verfahrensschema einer anaerob stabilisierenden Anlage mit Flockung und Mikrosiebung (PS = Primärschlamm, ÜSS = Überschussschlamm, FS = Faulschlamm). Zeichnung Mikrosiebung von Pellicer-Nàcher et al. (2016).

Die Anwendung von Flockung und Mikrosieben zur Abtrennung von organischen Abwasserinhaltsstoffen (Abbildung 2) erscheint eine vielversprechende marktreife Möglichkeit zu sein, um mehr Energie in Form von Methan aus dem Abwasser zu gewinnen (Jahn et al., 2019). Die Mikrosiebung weist im Vergleich zur herkömmlichen Vorklärung eine deutlich höhere Abtrennleistung der organischen Feststoffe im Rohabwasser von bis zu 80% bezogen auf den Zulauf-CSB auf (Remy et al., 2014; Kaleß et al., 2018; Boulestreau et al., 2014). Vorklärbecken erreichen je nach Durchflusszeit und Abwassereigenschaften nur 30-40% der Abtrennleistung (DWA-A 131, 2016). Aus dem Schlamm,

der mittels Mikrosiebung aus dem Rohabwasser abgetrennt wird, kann mehr Faulgas und somit Strom und Wärme erzeugt werden. Zusätzlich lassen sich durch die Technologie weitere betriebliche Vorteile für die Kläranlage erzielen (Reduktion der Belüftungsenergie, freiwerdende Kapazitätsreserven im Belebungsbecken sowie niedrigere Schlammbehandlungs- und entsorgungskosten), vorausgesetzt, dass genug CSB für die nachfolgenden Prozessschritte (z.B. Denitrifikation, biologische Phosphorelimination) vorliegen und die Reinigungswirkung beibehalten werden kann. Die Vorteile der Zweistufigkeit von Kläranlagen (Abtrennung der organischen Stoffe in der ersten Stufe, Stickstoffelimination in der zweiten Stufe) wird auch von Wan et al. (2016) und Baumgartner et al. (2016) betont. Der Einsatz von Mikrosieben eröffnet auch die Möglichkeit der Rückgewinnung von Zellulose aus dem Abwasser. Dieser Aspekt ist in den letzten Jahren zwar auch großtechnisch erforscht worden, die Vorteile des Prozesses sind jedoch noch kritisch zu hinterfragen (z.B. Einsatzmöglichkeit und Marktwert des rückgewonnenen Produkts). Die rückgewonnene Zellulose soll Anwendung bei der Herstellung einer breiten Palette von Werkstoffen (z.B. organische Säuren, Baustoffe, Asphalt) finden (Da Ros et al., 2020).

Bei innovativen Technologien wie der Kultivierung von Mikroalgen zur Biodieselproduktion, mikrobiellen Brennstoffzellen, sowie wasserstoffbasierten Technologien sind noch sehr große technische Fortschritte erforderlich, um einen Einsatz auf großtechnischen Kläranlagen zu ermöglichen.

Auch anaerobe Verfahren, darunter die anaerobe Schlammstabilisierung, werden vermehrt als wichtige Behandlungsschritte verstanden, die die Rückgewinnung von wertvollen Ressourcen aus Abwasserströmen ermöglichen. Wenn noch vor zehn Jahren der Fokus hauptsächlich auf der Extraktion von Energie in Form von Biogas lag, hat sich heute das Spektrum der möglichen Ansätze erweitert und bietet diversifizierte und vielfältige Rückgewinnungsstrategien an. Neben dem bereits etablierten Thema der Rückgewinnung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor aus dem Faulschlammwasser, werden biologische Verfahrenskombinationen unter die Lupe genommen, die z.B. auf die Produktion von Bio-Polymeren und mittelkettigen Carboxylaten mit höherem Marktwert als Biogas abzielen. Zu diesem Zweck soll die methanogene Fermentation auf der Ebene von Fettsäuren bzw. Alkoholen gestoppt werden, von denen höherwertige Produkte abgeleitet werden können. Fachbegriffe wie „metagenomic analysis“, „engineered anaerobic microbiomes“ und „chain elongation“ prägen im Moment diesen Forschungszweig (siehe z.B. Proceedings der 16. IWA Anaerobic Digestion Conference, 23.-27.06.2019, Delft, die Niederlande und der 3. IWA Resource Recovery Conference 08.-12.09.2019, Venedig, Italien). Im Bereich der Metagenomik-Forschung ist der traditionelle Ansatz basierend auf der Auswahl der richtigen Mikroorganismen (Mikrobiom) für den gewünschten Prozess etwas überholt. Vielmehr wird heute angestrebt, die grundlegenden Stoffwechseleigenschaften von Mikroorganismen (Metabolom) besser zu verstehen und auf dieser Basis die Schlüsselfaktoren zu erkennen, die die gewünschten stofflichen Transformationen ermöglichen (van Loosdrecht, 2019). Mit diesem Ziel werden auch bioelektrochemische Systeme getestet. Da die meisten Verfahren derzeit noch im Forschungsstadium sind, ist eine Implementierung in großtechnischer Skala noch fernab der Realität. Dabei spielen die Komplexität und labile Stabilität der biologischen Prozesse sowie der notwendige Bedarf an Prozesssteuerung bzw. -überwachung eine wesentliche Rolle. Außerdem stellt sich die Frage, mit welchem Aufwand (Material/Energie) und Reinheitsgrad die Extraktion der produzierten Verbindungen aus dem anaerob behandelten Abwasser- bzw. Schlammstrom gewährleistet werden

kann, so dass das Endprodukt von unerwünschten Abwasserbegleitstoffen befreit ist. Davon hängen letztlich der Endmarktwert und die Akzeptanz der Benutzer ab.

Beispiele aus der Vergangenheit haben gezeigt, wie schwierig und heikel die Vermarktung von „added-value“-Produkten aus Abwasser- und Abfallströmen ist. Aus diesem Grund beschäftigt sich eine zweite Forschungsschiene mit dem alternativen Konzept, die Biogas-Nutzung zu diversifizieren und Biomethan als Substrat für die Produktion von wertvollen Chemikalien, Bio-Polymeren bis zum Single-Cell Protein zu valorisieren. Demzufolge versteht sich Biogas nicht länger nur als erneuerbarer Energieträger, der meistens dezentral verstromt wird, sondern als vielfältige Ressource die zentral an geeigneten Standorten und unter optimalen Bedingungen zu verschiedenen Mehrwert-Produkten verwertet werden kann. Dieser Ansatz besitzt den relevanten Vorteil, dass Biogas nicht mehr als Abfallprodukt gilt und somit wie Verstraete (2019) betont, als „Generally Regarded as Safe“ bezeichnet werden kann.

Der erste Schritt für eine diversifizierte Biogas-Nutzung stellt die Biogasaufbereitung (Upgrading) dar, damit das Biomethan in das Gasnetz eingespeist werden und dann an anderen Standorten (wo auch das notwendige Knowhow und Technologie vorliegt) verarbeitet werden kann. Neben dem neuen Trend der stofflichen Verwertung bleiben selbstverständlich die Varianten der energetischen Nutzung in effizienten Gaskraftwerken sowie der Einsatz als Biotreibstoff im PKW nach wie vor erhalten. Im Bereich des Biogas-Upgrading ist die Forschung besonders aktiv, wobei biologische Verfahren wie in-situ und ex-situ Power-to-Gas-Konzepte basierend auf Methananreicherung durch wasserstoffverwertende Methanbakterien kostengünstiger und umweltfreundlicher im Vergleich zu den chemisch/physikalischen Verfahren sein sollen (Muñoz, 2019). Außerdem besteht bei den biologischen Varianten die Möglichkeit, Kohlendioxid zu binden und überschüssigen grünen Strom in Methan zu speichern. Eine elegante Alternative stellt die Anwendung der Elektromethanogenese dar, bei der die Wasserstoff-Produktion und Wasserstoff-Methanisierung gleichzeitig im anaeroben Reaktor stattfinden können (Spormann, 2019).

Die Perspektive der diversifizierten Biogas-Nutzung erscheint vielversprechend, jedoch ist eine ganzheitliche Betrachtung, die auch die weiteren Verwertungspfade in der chemischen Industrie einbezieht, dringend gefragt. Bei der Bewertung sollen Machbarkeit, Sinnhaftigkeit und Nachhaltigkeit der Konzepte geprüft werden, und nicht zuletzt das Marktpotential, das durch die gewonnenen Ressourcen aus dem Abwasser abgedeckt werden kann.

Schließlich, soll auch noch darauf hingewiesen werden, dass durch die Anwendung weitergehende Abwassereinigungsverfahren (z.B. bipolare Elektrodialyse) auch eine Abwasserwiederverwendung möglich ist. Einen Überblick über die internationale Perspektive von Water-Reuse gibt Lahnsteiner (2015). Obwohl langfristig aufgrund des Zusammenspiels Klima-Landwirtschaft-Wasser zu erwarten ist, dass die Abwasserwiederverwendung auch in Europa insbesondere im Bereich der Landwirtschaft an Bedeutung gewinnt (Eitzinger, 2015), wird der Bedarf in Österreich auch künftig nur in wenigen Einzelfällen auftreten.

2.2 Möglichkeiten der Ressourcenschonung bei der Abwasserreinigung

Neben der Ressourcenrückgewinnung aus dem Abwasser wird auch bei Planung und Bau kommunaler Abwasserreinigungsanlagen immer mehr Wert auf einen bewussten und nachhaltigen Umgang mit Ressourcen gelegt. Bei der Konzeption neuer bzw. alternativer Behandlungsverfahren werden Technologien bevorzugt, die bei gleichbleibender Ablaufqualität platz- und rohstoffsparend sind. Durch die Reduktion der Beckenvolumina können nennenswerte Einsparungen nicht nur bei den Rohstoffen, sondern auch beim Primärenergiebedarf gewährleistet werden. So sollen beispielweise künftig Vorklärbecken durch kompakte Mikrosiebe ersetzt, das Beckenvolumen von Belebungsanlagen durch die Selektion granulierter Belebtschlämme wesentlich reduziert (van den Akker et al., 2015; Jahn, 2020) sowie kleinere Faulbehälter mit weitgehend eingedicktem Schlamm (Reichel, 2016; Jahn et al., 2016) betrieben werden.

Ähnlich wie bei der Planung und dem Bau von Abwasserreinigungsanlagen der Zukunft steht auch beim Betrieb die Ressourcenschonung im Vordergrund. Beim Betrieb spielt jedoch, neben dem Verbrauch an Betriebsmitteln, der Bedarf an elektrischer Energie die Hauptrolle. Da Kläranlagen i.d.R. die größten Energieverbraucher von Gemeinden darstellen, erklärt sich das derzeitige Interesse an einer Energieoptimierung von Kläranlagen, wenngleich der spezifische Stromverbrauch je angeschlossenem Einwohnerwert (EW) eher gering ist (üblicherweise 20 bis 50 kWh pro EW pro Jahr) und somit viel kleiner als der private Energieverbrauch ist. Trotzdem soll in Anlehnung an das Österreichische Energieeffizienzgesetz (EEffG 2014) eine Energieeffizienzverbesserung in allen Bereichen angestrebt werden. Der Stromverbrauch der Kläranlagen > 100.000 EW in Österreich beläuft sich immerhin auf rund 1% der gesamten Endabgabe des öffentlichen Netzes (Quelle für die Berechnung: OWAV, 2020).

Neben der Optimierung des Belüftungssystems bzw. der Belüftungsregelung auf Belebungsanlagen (Svardal et al., 2003) gibt es weitere Möglichkeiten, um eine wirtschaftliche Energieeinsparung ohne eine Verschlechterung der Ablaufqualität zu erreichen. Auswertungen von Betriebsdaten von 220 österreichischen Kläranlagen zeigen, dass besonders bei der Reduktion der Mischungsenergie in Belebungsbecken (bis zu 6 kWh/EW/a) ein großes Einsparungspotential besteht (Füreder et al., 2016). Darüber hinaus bietet die getrennte Behandlung des ammoniumbelasteten Schlammwassers aus der Faulschlammwässerung mehrere Vorteile. Krampe et al. (2016) zeigten, dass durch die Nitritation (Teiloxidation von Ammonium ins Nitrit) im Nebenstrom und Rückführung des Nitrits in das Belebungsbecken nicht nur Belüftungsenergie eingespart werden kann, sondern auch günstigere Prozessbedingungen für die Stickstoffentfernung im Hauptstrom (höhere Verfügbarkeit an CSB) gewährleistet werden können. Eine weitere Möglichkeit der Nebenstrombehandlung von Schlammwasser ist die Stickstoffentfernung über Deammonifikation (Wett, 2007; Lackner et al., 2014). Dieser Prozess benötigt keinen organischen Kohlenstoff für die Stickstoffentfernung, weist jedoch eine deutlich niedrigere Prozessstabilität als die Nitritation auf.

Membranbelüftete Biofilme (Membrane Aerated Biofilm Reactor, MABR) sind ein Biofilmverfahren, das zur Steigerung des Sauerstofftrags entwickelt wurde (Côté et al., 2015; Pellicer et al., 2014). Die Luft wird durch Schläuche aus O₂-permeablen Membranen, die zugleich als Aufwuchsfläche für den Biofilm dienen, gefördert und die Mikroorganismen werden ohne Bildung von Belüftungsblasen mit Sauerstoff versorgt. Der stabile, langfristige Betrieb im Pilotmaßstab zur Behandlung von kommunalem

Abwasser im Hauptstrom wurde bereits nachgewiesen (Martin & Nerenberg, 2012; Côté et al., 2015). Zusätzlich wurde die Eignung dieser Technologie zur Erreichung hoher Umsatzraten bei der Nitrifikation im Nebenstrom im Labor erfolgreich überprüft (Latschbacher, 2017). Der Einsatz zur Deammonifikation in IFAS-Verfahren (Integrated Fixed film activated Sludge) wird gerade auf der Kläranlage Köln (Deutschland) geprüft. Die Technologie hat nahezu Marktreife erreicht und die ersten großtechnischen Umsetzungen stehen kurz vor der Realisierung (Siegenthaler, 2017). Ein weiterer Vorteil dieser Technologie ist die zu erwartende Reduktion der Lachgasemission. Dieses hoch wirksame Treibhausgas wird während der Nitrifikation verstärkt gebildet und über den intensiven Gas-Flüssigkeitsaustausch bei konventionellen Belüftungssystemen aus dem Abwasser gestrippt, was wiederum durch diese innovative Form der O₂-Versorgung entfällt. Das meiste gebildete Lachgas ist jedoch im Offgasstrom aus den Membranen wiederzufinden und kann entsprechend abgebaut werden.

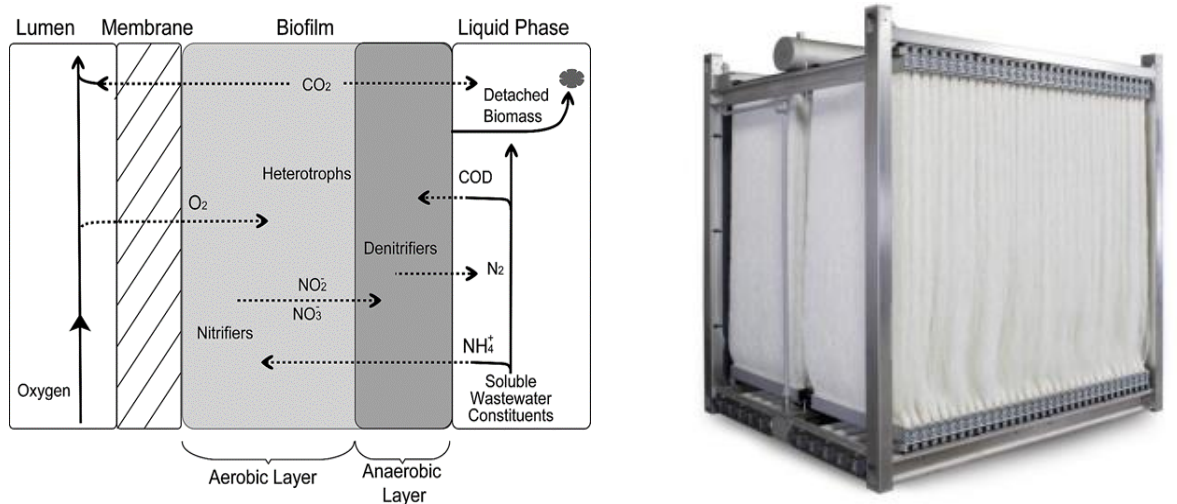


Abbildung 3. Links: Wirkungsprinzip eines MABRs für den Einsatz im Hauptstrom zur Nitrifikation und Denitrifikation (Syron & Casey, 2008). Rechts: Beispiel eines MABR-Moduls mit Zeelung®-Hohlfasern bestehend aus mehreren Cords (Côté et al., 2015).

2.3 Ein Konzept für die Abwasserreinigung der Zukunft „Made in Austria“

In Anlehnung an den aktuellen Forschungsschwerpunkten der Ressourcenrückgewinnung und Ressourcenschonung (inkl. Energie) im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung, wurde in den letzten Jahren am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement der TU Wien intensive Forschung betrieben. Tabelle 1 fasst die Forschungsprojekte mit den jeweiligen Forschungsschwerpunkten zusammen. All die Projekte haben ermöglicht, innovative Technologien bzw. optimierte Verfahrenskonzepte im Labor- bzw. im Pilotmaßstab zu untersuchen und wichtige Betriebserfahrung zu gewinnen, welche die Grundlagen für aktuelle Projektierungen bilden. Wenn die Eignung der einzelnen Prozesse nachgewiesen werden konnte, heißt dies jedoch nicht, dass all diese Optionen auch gemeinsam implementiert werden können. Da die unterschiedlichen Verfahren/Prozesse Synergien aufweisen bzw. sich gegenseitig beschränken können, ist hier eine integrierte Betrachtung aller Komponenten gefragt. Als nächster Schritt erscheint also unabdingbar, das Zusammenspiel der einzelnen Komponenten und deren Einflussfaktoren in einem stimmigen Szenario zu untersuchen und zu optimieren. Die grundlegende Idee dieses Forschungsvorhabens besteht daher darin, das gesamte aus

vorherigen Forschungsprojekten erlangte Know-how in einem innovativen und sinnvollen Konzept für die Abwasserreinigung der Zukunft einzubinden.

Gegenwärtig werden in Österreich rund 17.525 Kläranlagen (inkl. Kleinkläranlagen) mit einer Ausbaupazität von ca. 31,8 Mio. EW betrieben, deren Ablauf direkt in ein Gewässer eingeleitet wird (ÖWAV, 2020). Diese können in Kleinkläranlagen (≤ 50 EW; Anzahl: 15.554), kommunale Kläranlagen > 50 EW (Anzahl: 1.927) und Industrie-/Gewerbekläranlagen (Anzahl: 44) unterteilt werden. In Bezug auf die Ausbaupazität sind kommunale Kläranlagen > 50 EW die wesentlichste Gruppe, welche der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunale Kläranlagen unterliegen.

Tabelle 1. Durchgeführte Forschungsprojekte an der TU Wien mit Schwerpunkt Ressourcen und Energie in der Abwasserreinigung.

Projekt (Förderstelle)	Zeitraum	Schwerpunkt
Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser (BMLFUW)	2014	Entwicklung einer problem- und standortbezogenen Methodik zur technischen, ökologischen und ökonomischen Bewertung von Verfahren zur Gewinnung des Phosphors aus dem Abwasser
EOS: Energie Optimierung Schlammbehandlung der Ebswien Hauptkläranlage (Ebswien Hauptkläranlage Wien)	2010-2020	Machbarkeitsstudie, Pilotversuche und Planung der Faulungsanlage auf der Hauptkläranlage Wien
Granuläres Belebtschlamm-Verfahren in kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlagen (BMLRT)	2015-2017	Überprüfung der Anwendbarkeit von aerob granulerem Belebtschlamm auf Kläranlagen mit kontinuierlich durchflossenen Belebungsbecken
Energieverbrauch von Rührwerken auf Belebungsanlagen (ÖWAV-KAN)	2016	Abschätzung des Reduktionspotentials beim Energieverbrauch von Rührwerken aus Belebungsbecken basierend auf Auswertungen von Betriebsdaten von 220 Österreichischen Kläranlagen
PowerStep (EU Horizon 2020)	2015-2018	Energieoptimierung von Kläranlagen, Schwerpunkt TU Wien: Integration der Nitritation im Nebenstrom auf einer großtechnischen zwei stufigen Kläranlage
Assessing nitrous oxide emissions by the nitritation of sludge dewatering effluent in membrane aerated biofilm reactors (MABR). (Masterarbeit Markus Latschbacher, TU Wien)	2016-2017	Energieeinsparung und Reduktion der N_2O -Emission bei der Nitritation von Schlammwasser durch MABR. Weitere Untersuchungen zum Thema Deammonifikation in MABR.
Mikrosiebung als Verfahrenstechnik für die energetische Nutzung von Abwasser (ÖWAV – KAN)	2017-2018	Labor bzw. Pilotversuche zur Abschätzung der Einsetzbarkeit der Mikrosiebung auf kommunalen Kläranlagen mit Schwerpunkt: Abschätzung der erzielbaren Biogasausbeute und Impact auf die Denitrifikationsleistung der Belebungsanlage.
Reduktionspotential der Lachgasemissionen aus Belebungsbecken durch Optimierung des Betriebes - ReLaKO (BMLRT)	2012-2015	Messung der Lachgasemissionen auf acht österreichischen Kläranlagen und Bewertung des Einflusses der Betriebsbedingungen auf die Lachgasproduktion und -emission. Entwicklung eines Berechnungsmodells für die Abschätzung der Lachgasemission auf nationaler Ebene.
Rückgewinnung von Phosphor aus dem Faulschlamm und Trübwasser der Kläranlage Wiener Neustadt Süd (Abwasserverband Wiener Neustadt)	2015-2016	Entwicklung eines Konzeptes und Empfehlungen für die großtechnische Realisierung der MAP-Fällungsanlage basierend auf Laborversuchen der TU Wien.

Erwähnenswert ist, dass jene 66 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von mehr als 50.000 EW über rund zwei Drittel der gesamten Ausbaukapazität aller österreichischen kommunalen Kläranlagen verfügen, jedoch nur 4% der Gesamtanzahl darstellen. Daraus ergibt sich, dass zukünftige Investitionen zu Sanierung/Optimierung bzw. Erhöhung der Ausbaukapazität am effektivsten in dieser Klassengröße getätigt werden können (Maximierung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses). Demzufolge richtet sich das innovative Abwasserreinigungskonzept an Kläranlagen > 50.000 EW.

Abbildung 4 ist die schematische Darstellung der Reinigungsschritte auf einer herkömmlichen kommunalen Kläranlage zu entnehmen. Die Zahlen in den Kästen veranschaulichen die Prozessschritte, für die im Rahmen der Forschungsprojekte an der TU Wien Optimierungen hinsichtlich der Ressourcenrückgewinnung und der Ressourcenschonung erarbeitet wurden. In weiterer Folge werden jene Technologien bzw. Prozesse und ihre Einsatzmöglichkeit beschrieben, die Bestandteile der Modellkläranlage der Zukunft sein werden. Die Zahlen der Auflistung korrespondieren mit jenen in Abbildung 4.

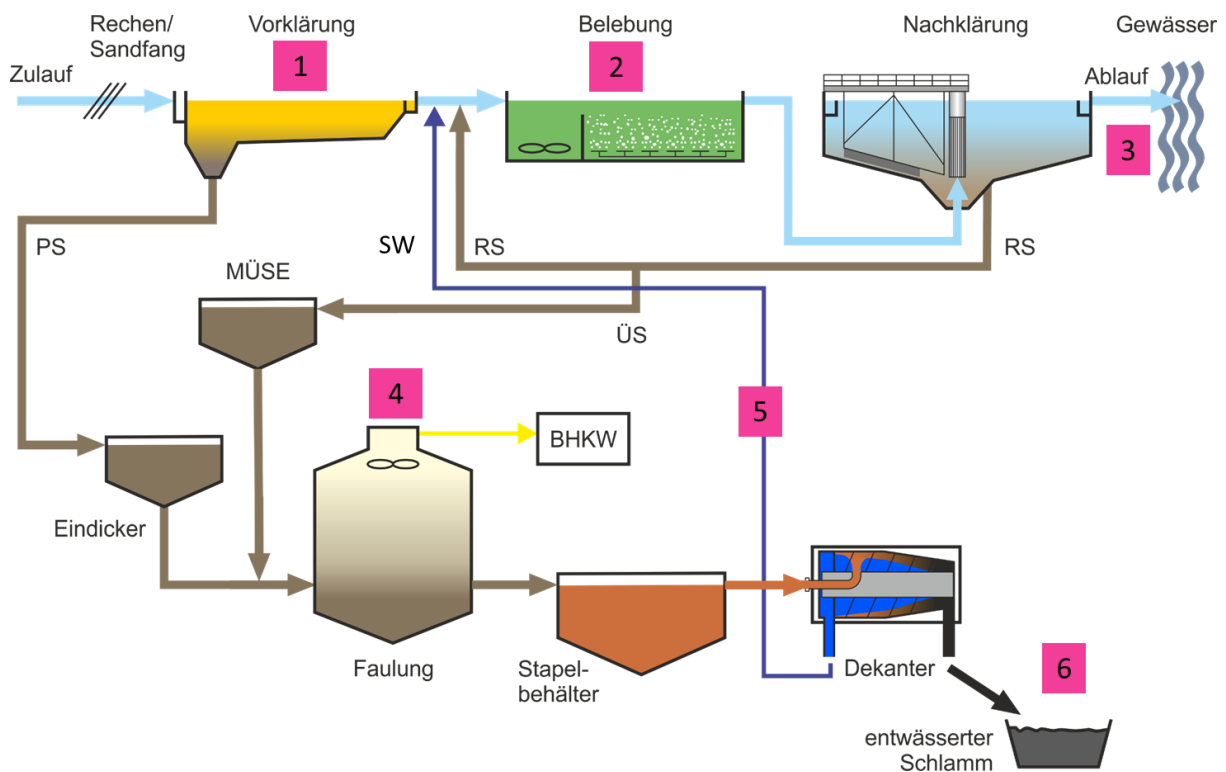


Abbildung 4. Schematische Darstellung der Reinigungsschritte auf einer konventionellen kommunalen Kläranlage (PS: Primärschlamm, RS: Rücklaufschlamm, ÜS: Überschussschlamm, SW: Schlammwasser, BHKW: Blockheizkraftwerk, MÜSE: Maschinelle Überschussschlamm-Eindickung). Die Zahlen in den Kästen sind im Text erklärt.

1) Vorklärung:

- **Flockung + Mikrosiebung:** Durch diese Technologie kann gegenüber herkömmlichen Vorklärbecken mehr CSB in Form von Primärschlamm entfernt und in der Faulung zur Faulgasproduktion genutzt werden (Jahn et al., 2019). Weitere Vorteile sind der geringere Platzbedarf beim Bau. Im Betrieb wird durch die hohe Abtrennleistung die organische Belastung zur biologischen Reinigungsstufe niedriger und somit die notwendige Belüftungsenergie reduziert. Durch den niedrigeren Überschussschlammfall werden Kapazitätsreserven im Belebungsbecken frei (hohes Schlammalter). Demgegenüber soll der zusätzliche Energiebedarf

im Betrieb sowie, wenn notwendig, der Verbrauch an Konditionierungsmittel (Polymere) gestellt werden. Die tatsächlich anwendbare CSB-Abtrennleistung ist jedoch durch die Verfügbarkeit an CSB für die N-Entfernung über die Denitrifikation beschränkt.

Mikrosiebe, die im Rahmen einer mechanischen Vorreinigung eingesetzt werden, umfassen meist eine horizontal gelagerte Siebtrommel, welche von innen nach außen mit Abwasser durchströmt wird. Die Siebfläche kann aus unterschiedlichen Materialien und Siebgeweben bestehen, wobei üblicherweise Maschenweiten von 50 bis 400 μm eingesetzt werden. Durch die Rotation des Siebkorb es erfolgt die Abreinigung der Siebfläche und der Austrag der anhaftenden Feststoffe. Die Abreinigung der Siebfläche vom Siebgut wird meist durch Spritzdüsen am Scheitel des Siebkorb es unterstützt. Der Wirkungsgrad der Siebung hängt von den Beschaffenheiten des zu behandelnden Abwassers, sowie von der Ausführung und der Betriebsweise des Siebes ab.

2) Belebung:

- Die deutlich kompaktere und dichtere Struktur von aerob granuliertem Belebtschlamm (AGS) ermöglicht höhere Absetzgeschwindigkeiten und einen niedrigeren Schlammvolumenindex, wodurch bei gleichbleibendem Fläche/Volumen der Schlammabtrennung in der Nachklärung höhere Biomassen-Konzentrationen in der biologischen Stufe möglich werden. Über die Verfahrensweise werden zudem die simultane Stickstoffentfernung und die Phosphorentfernung über vermehrte biologische Phosphataufnahme (Bio-P) angestrebt. Mit dem Einsatz von AGS in der biologischen Abwasserreinigung ergeben sich planerische Vorteile für einen kompakten Anlagenbau sowie mögliche Einsparungen der Hilfsmittel (Fällmittel) und Stromeinsparung (durch die optimierte Stickstoffentfernung und das Wegfallen der internen Rezirkulierung bei der vorgeschalteten Denitrifikation).

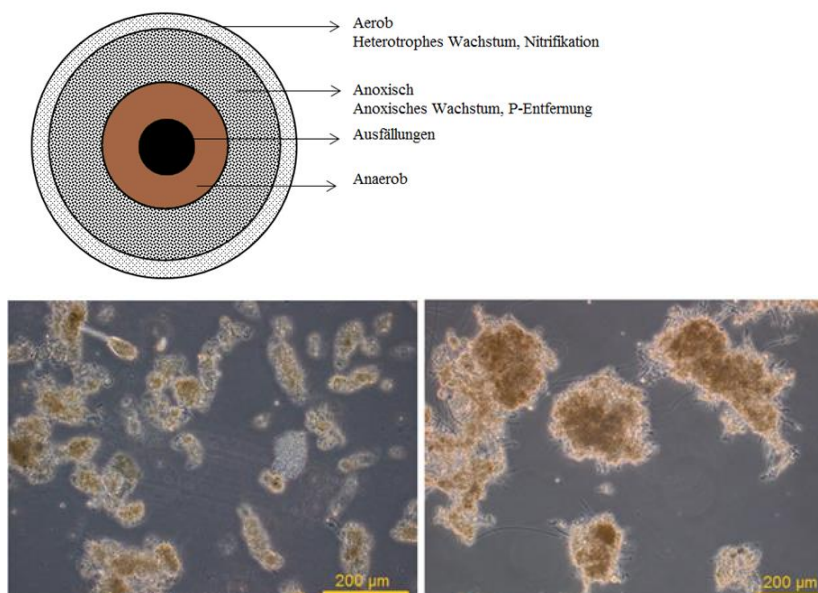


Abbildung 5. Oben: Schematische Darstellung eines Granulum mit Zonen unterschiedlicher O_2 -Konzentrationen (Jahn, 2020). Unten: Mikroskopische Aufnahmen des Belebtschlammes am Anfang (Schlammflocken) und nach Granulierung in kontinuierlichen Versuchsbetrieb (Laboruntersuchungen, Jahn, 2020).

Laborversuche an der TU Wien haben gezeigt, dass der Einsatz von aerob granuliertem Belebtschlamm nicht nur in SBR-Belebungsanlagen (Sequencing Batch Reactors), sondern auch in kontinuierlich durchflossenen Becken möglich ist (Jahn et al., 2017; Jahn, 2020). Im Betrieb von Anlagen mit AGS werden gezielt bestimmte (flockigen) Fraktionen des Schlammes aus dem System entfernt. Damit ergeben sich höhere Verweilzeiten (Schlammalter) für AGS als für Schlammflocken. Das ermöglicht – wie bei anderen Biofilmverfahren – die Profilierung von langsam wachsenden spezialisierten Mikroorganismen mit dem Vorteil, dass auch schwer abbaubare Substraten bzw. organischen Mikroverunreinigungen (z.B. Medikamente) besser abgebaut werden können (Clara et al., 2005).

- Rührwerke auf Belebungsanlagen verbrauchen in Abhängigkeit von der Kläranlagenausbaugröße 10 bis 25 % der Energie der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung. Die zwei grundlegenden Möglichkeiten der Energieoptimierung liegen in der Verminderung der Leistungsdichte, sowie in der Verringerung der Laufzeiten von Rührwerken (Zeit-Pause-Schaltung). Das Spektrum der Energieeinsparungsoptionen reicht dabei von kontinuierlicher Durchmischung bei Leistungsdichten von $< 1 \text{ W/m}^3$ bis zur Durchmischung mittels kurzen, energieintensiven Impulsen (Impulsbelüftung, Impulsrühren). Unabhängig von der diesbezüglichen Verfahrenswahl können durch die Optimierung von Durchmiskonzepten volumenspezifische Energieverbräuche von $< 24 \text{ Wh/m}^3/\text{d}$ erreicht werden (Füreder et al., 2016). Das Energieeinsparungspotential wird auf 6 kWh/EW/a geschätzt.

3) Sandfilter:

- Der Betrieb mit aerob granuliertem Belebtschlamm ist unvermeidbar durch eine erhöhte Konzentration an Schwebstoffen im Ablauf der Nachklärung (gezieltes Auswaschen von leichten Schlammflocken) gekennzeichnet. Um dem entgegenzuwirken und gleichzeitig die künftigen höheren Anforderungen an die Phosphorentfernung in Kläranlagen (strengere P-Ablaufkonzentration) zu erfüllen, kann eine vierte Reinigungsstufe in Form z.B. eines Sandfilters eingesetzt werden. Die P-Fracht, die hier zusätzlich entfernt wird, kann über die Schlammlinie in der Phosphor-Rückgewinnung verwertet werden. Der Einsatz eines Sandfilters als 4. Reinigungsstufe eröffnet auch die Möglichkeit, in der Zukunft mit geringen Investitionen durch Zugabe von Aktivkohlepulver (PAC) im Belebungsbecken oder einer nachgeschalteten Stufe nicht entfernte organische Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser effektiv zu entfernen (DWA, 2019; Jekel, 2016).

4) Faulung und Schlammlinie:

- Die Energierückgewinnung soll weiterhin im Rahmen einer anaeroben Schlammfäulung erfolgen. Durch die gesteigerte Abtrennleistung der mechanischen Reinigungsstufe (Mikrosiebung) wird die Faulgasproduktion und somit der Energiegewinn im Blockheizkraftwerk erhöht. Die innovativen Aspekte im Betrieb der Faulung liegen im erhöhten Feststoffgehalt (8% TS) und damit in kleineren Faulbehältervolumina, wie sie derzeit auf der Hauptkläranlage Wien implementiert wird (Reichel, 2016). Die Volumenreduktion führt, neben der Reduktion von Investitionskosten, zur Schonung von Rohstoffen und Energie während des Baues. Im Betrieb senkt die weitgehende Eindickung des zu behandelnden Klärschlammes den Wärmebedarf für den Faulungsprozess. Ein weiterer Vorteil ist die sich einstellende höhere Ammonium-Konzentration im Schlammwasser, die die Prozessstabilität der Nitrifikation bzw.

Deammonifikation im Nebenstrom unterstützt (Hemmung der nitritoxidierenden Bakterien). Zusätzlich wirkt sich die höhere Phosphatkonzentration im Schlammwasser vorteilhaft auf die MAP-Fällung aus.

- Ressourcenrückgewinnung durch MAP-Fällung: Durch den Einsatz von Bio-P in der Belebung kann Fällmittel eingespart werden. In der Faulung wird ein Teil des organisch bzw. chemisch gebundenen Phosphors als Phosphat wieder frei. Durch die gezielte Fällung von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP bzw. Struvit) im Faulschlamm bzw. Zentrats aus der Schlammmentwässerung wird es dann möglich, dieses Phosphat als P-Dünger zurückzugewinnen und gleichzeitig die Phosphat-Rückbelastung ins Belebungsbecken zu reduzieren (Egle et al., 2014). Die Durchführung der Struvitfällung und -abtrennung direkt im Faulschlamm (z.B. AirPrex® Verfahren) hätte den zusätzlichen Vorteil, dass das vermehrt gelöste Phosphat das Entwässerungsverhalten des Schlammes (erhöhten Polymerbedarf) nicht beeinträchtigt. Das Überführen des gelösten Phosphats in eine feste kristalline Form wird durch Anhebung des pH-Werts im Faulschlamm (z.B. Strippung des gelösten Kohlendioxids durch Belüftung mit Luft) erreicht. Mit zunehmendem pH-Wert wird das Löslichkeitsprodukt des gelöst vorliegenden Phosphats überschritten, wodurch ein Teil als MAP oder HAP (Hydroxylapatit) ausfällt. Die Fällungsprodukte können von der flüssigen Phase z.B. durch Sedimentation abgetrennt werden. Magnesium- und Kalzium-Ionen können dazugegeben werden, um die vollständige Fällung von Phosphat zu gewährleisten. Aufgrund der Phosphatfracht im Schlammwasser können mit diesem Verfahren lediglich 15-20 % der Phosphorfracht im Rohabwasser zurückgewonnen werden, wobei in der Verfahrensvariante mit Fällung im Flauschlamm nur ca. 50% davon über Sedimentation abgetrennt werden können.

Als weitere Argumente für die Wahl dieses Prozesses können der hohe Reifegrad der Technologie (bereits mehrere großtechnische Implementierungen in Europa), die Möglichkeit der direkten Nutzung von Struvit als Dünger in der Landwirtschaft, die gute Pflanzenverfügbarkeit und der geringe Gehalt an Schwermetallen und organischen Verunreinigungen dienen (Wollman und Möller et al, 2018; Weissengruber et al., 2018).

Die detaillierte Kostenanalyse von Egle et al. (2016) zeigt, dass die Jahreskosten des AirPrex® Verfahrens von den Investitionskosten für Geräte wie Kristallisationsreaktoren abhängen. Durch die Installation eines solchen Reaktors in größeren Kläranlagen können die Investitionskosten aufgrund der Größenvorteile erheblich gesenkt werden. Durch die Berücksichtigung möglicher Einsparungen wie der Verringerung des Phosphatrückflusses (verringertes Fällmittelbedarf), der Vermeidung von MAP-Verkrustungen (und der damit verbundenen Wartungskosten) und der Einnahmen aus dem hergestellten Dünger könnte diese Technologie wirtschaftlich betrieben werden. Das Gewährleisten von guten Entwässerungsergebnissen ist auch ein wesentlicher Aspekt, weil die Entsorgungskosten des Klärschlammes eine der Hauptkostenpunkte einer Kläranlage in Mitteleuropa sind.

5) Trübwasserbehandlung:

- Durch die separate Behandlung des Presswassers/Zentrats aus der Faulschlammmentwässerung über Deammonifikation kann Energie für die Nitrifikation im Hauptstrom eingespart werden. Dies ergibt sich aus dem günstigeren Sauerstoffeintrag durch Druckbelüftung im Nebenstrom als im Hauptstrom (Baumgartner et al., 2016). Darüber hinaus kann bei beiden Prozessen der CSB-Bedarf für die Stickstoffentfernung im Hauptstrom verringert werden, was vorteilhaft für

den Betrieb der Mikrosiebung ist. Hier kann dann mehr CSB in die Faulung verlagert werden, ohne die Stickstoffentfernung in der Wasserlinie zu beeinträchtigen. Die höhere Temperatur des Schlammwassers im Nebenstrom gewährleistet eine weitgehende Deammonifikation auch in den Wintermonaten, so dass im Hauptstrom mehr anoxisches Belebungsbeckenvolumen für die Stickstoffentfernung genutzt werden kann. Dieser Betrieb ist nicht nur vorteilhaft für die Gewässergüte, sondern bietet eine weitere Einsparung an Belüftungsenergie. Im Zuge der Prozesse Nitrifikation bzw. Deammonifikation wird jedoch vermehrt Lachgas gebildet, das in der CO₂-Bilanz berücksichtigt werden soll.

- Membranbelüftete Biofilm Reaktoren (MABR) können eingesetzt werden, um die Behandlung von Trübwasser noch energieeffizienter zu gestalten. Grund dafür sind der höhere Sauerstoffeintrag, sowie die notwendige niedrigere Druckdifferenz bei den Gebläsen. Bei MABRs kommen vorwiegend Hohlfaser aus Dichtmembranen (z.B. Silicon) zur Anwendung, in denen der Gastransport über das Lösungs-Diffusions-Modell erfolgt. Der O₂-Massentransfer durch die Membran wird von der Differenz des O₂-Partialdrucks im Hohlraum der Membran und im Biofilm angetrieben und ist somit unabhängig vom hydrostatischen Druck der Wassersäule im Becken. Dank des hohen Schlammalters im Biofilmsystem können zusätzlich stabile hohe Nitrifikationsrate erzielt werden.

6) Entwässerter Schlamm:

- Die Phosphor-Rückgewinnung erfolgt an dieser Stelle nicht direkt auf der Kläranlage, sondern nach der Monoverbrennung in einem Wirbelschichtofen aus den Klärschlammaschen. Diese Option wurde bevorzugt, weil die Phosphor-Rückgewinnungsquoten gegenüber Klärschlammverfahren am höchsten sind. Aufschlussverfahren aus dem Schlamm weisen tendenziell einen höheren Energie- bzw. Chemikalienverbrauch auf, der sich in einem ausgeprägteren CO₂-Fußabdruck und terrestrischen Versauerungspotential widerspiegelt (Amann et al., 2018). Unter den zwei vielversprechenden Varianten i) Integration der Klärschlammaschen in die Düngemittelindustrie und Herstellung eines Mineraldüngers, ii) Anwendung von nasschemischen Leaching-Verfahren und Rückgewinnung von Phosphorsäure, wurde die zweite Option gewählt, weil die direkte Verwendung der Klärschlammasche in der Mineraldüngerherstellung durch den Schwermetallgehalt der Asche eingeschränkt werden kann. Darüber hinaus bietet die Rückgewinnung von Phosphorsäure eine breitere Einsatzmöglichkeit in der Düngemittel-, Lebensmittel- und Futtermittelindustrie (Egle et al., 2016). Bei der Auswahl des Leaching-Verfahrens wurden der Schwerpunkt auf bereits großtechnisch existierende Verfahren ebenso wie großtechnisch in Bau bzw. in konkreter Planung befindliche Projekte gelegt, weil deren Bewertung anhand konkreter Betriebserfahrungen erfolgen kann. Mit dem Beginn des Baus einer Anlage im industriellen Maßstab in Dunkerque (Frankreich) und der beabsichtigten Integration von Klärschlammaschen zur Herstellung von Phosphorsäure scheint das Verfahren EcoPhos® eine vielversprechende industrielle Technologie für die P-Rückgewinnung zu sein. Das Leaching erfolgt durch rezyklierte Phosphorsäure, welche im Produkt bleibt und seine Qualität erhöht. Die gewählte Methode zur Entfernung störender Ionen ist der Ionenaustausch. Das Verfahren schneidet in vergleichenden ökologischen Bewertungen relativ gut ab (Amann et al., 2018; Kraus et al., 2019).

3 Projektziele

Das Ziel des Forschungsprojektes ist die Erstellung eines innovativen und nachhaltigen Konzepts für die kommunale Abwasserreinigung der Zukunft, das sowohl die Ressourcenrückgewinnung aus dem Abwasser als auch die Ressourcenschonung beim Bau und Betrieb von Kläranlagen in die konventionelle Abwasserreinigung integriert. Dies stellt einen neuen und wertvollen Beitrag für das nationale Ressourcenmanagement dar.

Ziel der integrativen Herangehensweise ist es, die wissenschaftlichen Erkenntnisse von signifikanten Forschungsprojekten der TU Wien in eine Modellkläranlage einzubinden und das Konzept einer ökologischen und ökonomischen Bewertung zu unterziehen.

Die Aussagekraft und Verlässlichkeit der ökologischen/ökonomischen Bewertung wird anschließend durch Sensitivitätsanalysen geprüft. Untersuchungen des Effektes geänderter Modellparameter auf das Ergebnis sind besonders bei der Bewertung neuer und zukünftiger Technologien relevant, da in diesen Fällen oft noch keine belastbaren Daten aus dem großtechnischen Betrieb zur Verfügung stehen.

Folgende Fragestellungen ergeben sich:

- Können die ausgewählten und erprobten Technologien/Verfahren in einem kombinierten Ansatz zum Schutz der Gewässer und zur Schonung von Ressourcen auf einer kommunalen Kläranlage sinnvoll kombiniert werden?
- Stellt das konzipierte Abwasserreinigungskonzept eine nachhaltige Entwicklung im Bereich der Wassergütwirtschaft dar?
- Welchen Nutzen hat das neue Abwasserreinigungskonzept für die Praxis und für das Ressourcenmanagement in Österreich?
- Welchen Fortschritt stellt das neue Abwasserreinigungskonzept gegenüber aktuellen (ökonomischen) Benchmarks dar?
- Sind die Resultate der ökologischen/ökonomischen Bewertung plausibel und signifikant?
- Welche Auswirkung hat die Unsicherheit der Eingangsdaten auf die Resultate?

Da derzeit für die Ökobilanzierung von Kläranlagen noch keine standardisierte Methode verfügbar ist, wurde im Rahmen des Projektes eine kritische Herangehensweise bei der Auswahl und Festlegung der methodologischen Ansätze angestrebt. Das betrifft z.B. die Berücksichtigung der Bauphase der Kläranlage, die oft in Ökobilanzen vernachlässigt wird. Darüber hinaus wird ein innovativer Ansatz zur Abschätzung der direkten Lachgas-Emissionen aus dem Belebungsbecken dargestellt.

4 Methodologische Grundlagen

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden verschiedene methodologische Ansätze verwendet, um die Projektziele zu erreichen. Zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen durch den Bau und Betrieb der Modellkläranlage wurden detaillierte Material- und Energiebilanzen erstellt und über die Methode der Ökobilanzierung mit Umweltauswirkungen aufgrund direkter und indirekter Emissionen bzw. Ressourcenverbräuche verknüpft. Diese methodologischen Grundlagen werden in diesem Kapitel beschrieben.

4.1 Festlegung der Modell-Kläranlagen

Die ökologische und ökonomische Bewertung der „Kläranlage der Zukunft“ erfolgte auf Basis von Modellkläranlagen, da in der Praxis die „Kläranlage der Zukunft“ in der im Kapitel 2.3 präsentierten Form noch nicht existiert. Als erster Schritt wurden zwei Modellkläranlagen in der Auslegungsgröße von je 125.000 Einwohnerwerte (100.000 EW Auslastung) erstellt. Eine Kläranlage (Modell_Ist) bildet die herkömmliche Verfahrenstechnik auf österreichischen Kläranlagen mit CSB/N/P-Entfernung und Faulung ab. In der zweiten Kläranlage (Modell_Zukunft) werden die ausgewählten Verfahren/Prozesse zur Ressourcenzurückgewinnung und Ressourcenschonung in ein Gesamtkonzept integriert. Als Basis für die Auslegung der Modellkläranlagen dient das Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) ergänzt durch Kennzahlen von großtechnischen österreichischen Kläranlagen. Im „Modell_Zukunft“ wurde die Dimensionierung der neuen Technologien bzw. Prozesse auf Basis von Informationen aus vorhergehenden Forschungsprojekten der TU-Wien sowie, bei Bedarf, aus Literatur- und Herstellerangaben implementiert.

Die Modelle wurden zuerst in MS-Excel aufgebaut, Massenbilanzen für die Parameter CSB, Ges.N und Ges.P in der Wasser- sowie Schlammlinie wurden erarbeitet. Danach wurden die Anlagen mit dem Simulationsprogramm „SIMBA“ auf Funktionstüchtigkeit überprüft. Darin werden die biologischen Prozesse mit einer optimierten Version (eigene Entwicklung von Prof. Karl Svoldal, TU Wien) des Activated Sludge Model Nr. 1 (ASM1, Henze et al., 2000) abgebildet. Die Simulation in SIMBA ermöglichte, die komplexen Zusammenhänge zwischen biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen bei der Abwasserreinigung zu berücksichtigen und die Auswirkungen der implementierten neuen Prozesse auf die Abwasserreinigung nachzuvollziehen. Darüber hinaus kommt bei der Simulation, anders als bei den Massenbilanzen, die dynamische Komponente bei der Abbildung der Prozesse hinzu.

Die Ergebnisse zu den Modellkläranlagen flossen in die Stoff- und Energiebilanzen der ökologischen Bewertung (Kapitel 4.3) sowie in die ökonomische Betrachtung (Kapitel 4.4) ein. Die Bilanzgrenze wurde bei der Kläranlage inklusive Klärschlammbehandlung und Entsorgung/Verwertung festgelegt. Aus der errechneten Klärschlammproduktion wurde die Schlammbehandlung und Entsorgung erarbeitet. Um die Auswirkung der ressourcenschonenden Technologien bzw. Prozesse besser und transparenter darzustellen, wurde bei beiden Modellkläranlagen die Option der Monoverbrennung in einem Wirbelschichtofen mit Vortrocknung gewählt. Eine ähnliche Herangehensweise wurde auch bei anderen wissenschaftlichen Studien gewählt (Amann et al., 2018; Rechberger et al., 2007; UBA, 2004; Stubenvoll et al., 2002). Die Monoverbrennung ist Voraussetzung für die Phosphorrückgewinnung aus den Klärschlammaschen in der ressourcenschonenden Kläranlage. Abweichungen zwischen

Monoverbrennung und Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen bzw. Zementwerken sind vorwiegend bei den Kosten angesiedelt, welche jedoch in der Praxis starken Schwankungen unterliegen. Bei der Energiebilanz kann von einem ähnlichen elektrischen Wirkungsgrad wie in der Monoverbrennung ausgegangen werden. Das Wegfallen der Schlamm Trocknung stellt jedoch überschüssige thermische Energie zur Verfügung, die beim Vorliegen eines Fernwärmenetzes genutzt werden kann. Das Szenario mit landwirtschaftlicher Verwertung wurde hier nicht betrachtet, weil diese Klärschlammverwertungsoption in der Praxis bei dieser Kläranlagegrößenklasse oft nicht umsetzbar ist. Für eine ausführliche Analyse dieses Szenarios im Vergleich zu Klärschlamm-Monoverbrennung samt Risikoabschätzung wird auf Kraus et al. (2019) verwiesen. Die Modellkläranlagen ist im Kapitel 5 detailliert dargestellt.

4.2 Stoffstromanalyse mit STAN

Zur Modellierung und Darstellung der Material- und Energieflüsse kam die Software STAN (<http://www.stan2web.net/>) zum Einsatz, welche ein spezifisches Werkzeug zur Durchführung von Stoffflussanalysen beliebig komplexer Systeme darstellt (Cencic und Rechberger, 2008).

Mit der STAN-Software können Systeme modelliert, Datenunsicherheiten in der Rechnung berücksichtigt und eine Grafik der Resultate als Sankey-Diagramm erstellt werden. Generell werden die einzelnen Prozesse als Blackbox definiert, somit werden keine detaillierten Angaben zu den inneren Abläufen des Prozesses (lediglich Transferkoeffizienten) berücksichtigt. Die Daten können mittels jeweiliger Einheit und Unsicherheit hinzugefügt werden. Hierbei gilt die Annahme, dass unsichere Daten normalverteilt sind und durch Mittelwerte ausgedrückt werden können (Reisinger et al., 2009). Bei der Durchführung einer Datenausgleichsrechnung können die Daten, die mit Unsicherheit gekennzeichnet wurden, dementsprechend angepasst und neue Mittelwerte für die Input-Output-Ströme gebildet werden. STAN nutzt hierfür die Methode der kleinsten Fehlerquadrate, gewichtet nach den angegebenen Datenunsicherheiten. Die angepassten Mittelwerte werden nach ihrer Plausibilität überprüft, indem getestet wird, ob diese innerhalb eines 95 %-Konfidenzintervalls der Ausgangswerte liegen.

Im Rahmen des Projektes wurde die Stoffflussanalyse für die Bilanzierung der direkten (Schwer)-Metallemissionen, die über die Kläranlage und Schlammbehandlung in den Umweltkompartiment Wasser, Luft und Boden gelangen, bilanziert. Diese Emissionen sind speziell für die Bewertung der ökologischen Auswirkung der Klärschlammverwertung und -entsorgungspfadern unabdingbar. Die Stoffbilanzen lieferten die Inputdaten für die ökologische Bewertung (Kapitel 6).

Umweltauswirkungen ausgehend von direkten Emissionen von organischen (Mikro)-Verunreinigungen (z.B. Medikamentenrückständen) durch die Einleitung des gereinigten Abwassers bzw. durch die Schlammverwertung wurden nicht berücksichtigt, weil diese für die Fragestellung der Studie nicht relevant sind. Durch die Prozesse und Technologien, die in der Kläranlage der Zukunft implementiert wurden, wird die direkte Emission dieser Verbindungen im Rahmen der Abwasserreinigung bzw. Schlammverwertung nicht wesentlich beeinflusst. Darüber hinaus, sind die aktuellen Methoden und Umweltmodelle für die toxikologische Bewertung dieser Verbindungen auf Mensch und Umwelt noch nicht zufriedenstellend entwickelt, weil das Wissen über die toxische Wirkung dieser Stoffe noch eingeschränkt ist (Nowak et al., 2011). Außerdem, zeigen einige wissenschaftliche Studien, die sowohl Metalle als auch Mikroverunreinigungen bewerten, dass Schwermetalle und nicht organische

Mikroverunreinigungen bei der Schlammverwertung auf Böden, sowie bei der Einleitung des gereinigten Abwassers in Gewässer, die toxikologischen Wirkungskategorien dominieren (Hospido et al., 2010; Larsen et al., 2010).

4.3 Ökologische Bewertung

Die Energie- und Materialflüsse über den gesamten Lebenszyklus der Modellkläranlagen wurden schließlich im Zuge von Ökobilanzen (ISO 14040; ISO 14044) bewertet. Die Ökobilanzierung (engl. Life-cycle Assessment, LCA) ist eine Methode, um Umweltauswirkungen von (technischen) Produkten bzw. Aktivitäten über ihren gesamten Lebenszyklus zu beschreiben. Mit dem Lebensweg eines Produkts werden die Herstellung, die Nutzung sowie die Entsorgung erfasst. Dieser Ansatz wird auch als „cradle-to-grave“, also von der Wiege bis zur Bahre, bezeichnet.

Ökobilanzen wurden häufig verwendet, um die Umweltauswirkungen der städtischen Wasserinfrastruktur, einschließlich Kläranlagen, zu quantifizieren (Byrne et al., 2017). Erste Ökobilanzen wurden bereits in den 1990er Jahren auf Kläranlagen durchgeführt (Corominas et al., 2013). Im Hinblick auf den Lebenszyklus werden potentielle Umweltauswirkungen für das System „Abwasserreinigung“ basierend auf quantitativen Informationen über den Ressourcenverbrauch und die Emissionen aller relevanter Prozesse berücksichtigt. Diese umfassen sowohl direkte Umweltauswirkungen des Systems vor Ort als auch indirekte Umweltauswirkungen in der Vorkette (z. B. Stromproduktion, Herstellung von Betriebsmitteln) und in der Folgekette (z. B. Abfallentsorgung) (Abbildung 6.).

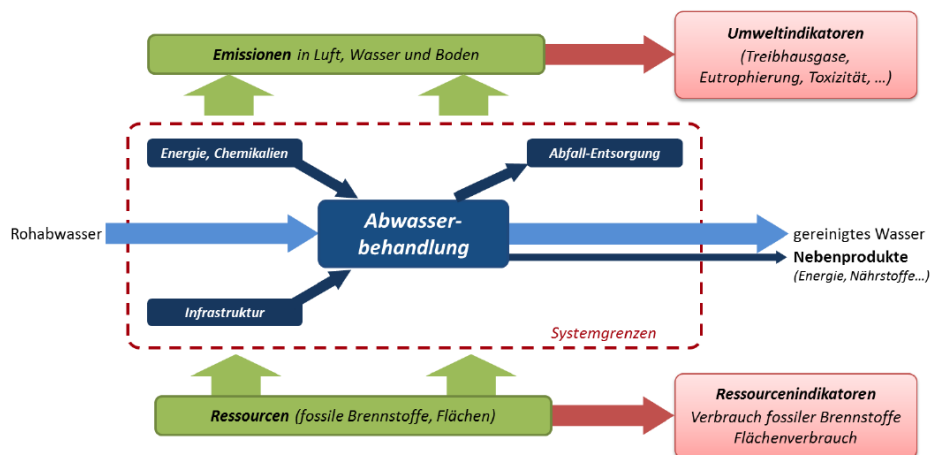


Abbildung 6. Darstellung der Rahmen einer Ökobilanz für die Abwasserreinigung. Quelle: Kompetenzzentrum Wasser Berlin, in Kraus et al. (2019).

Während Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP) die lokalen Umweltauswirkungen einer bestimmten Kläranlage bewerten, besitzen Ökobilanzen eine globalere Perspektive und umfassen sowohl direkte als auch indirekte Auswirkungen einer Kläranlage auf vordefinierte Umweltindikatoren. Die Anwendungsbereiche der Ökobilanzierung im Abwasserbereich sind sehr vielfältig. Ökobilanzen können dazu verwendet werden, die Umweltauswirkungen von Bau, Betrieb und Entsorgung einer Kläranlage möglichst umfassend zu beurteilen, deren umweltrelevante Bereiche zu identifizieren sowie verschiedene Anlagenkonfigurationen bzw. Verfahren untereinander zu vergleichen. Gerade wenn die Abwasserreinigung einen Paradigmenwechsel erfährt, in dem Kläranlagen multifunktional werden und über die traditionellen Ziele für die Abwasserqualität hinausgehen und Ressourcenrückgewinnung und

Energiemanagement miteinschließen, spielen Ökobilanzen eine wichtige Rolle, weil sie die ökologische Nachhaltigkeit neuer Technologien und Verfahren bewerten und Trade-offs zwischen den Auswirkungen auf verschiedenen Umweltkategorien erfassen können (Corominas et al., 2020). Insbesondere stellen Ökobilanzen als quantitative Umweltbewertungsmethode ein nützliches Instrument zur Entscheidungsunterstützung für die Untersuchung alternativer zukünftiger Betriebsszenarien während der strategischen Planung im Wassersektor dar. Ökobilanzen sind aber an und für sich kein Entscheidungsträger, sondern mehr ein Werkzeug um Informationen bereitzustellen, die die Interessenvertreter gemeinsam mit anderen ergänzenden Informationen berücksichtigen können. Sie helfen Entscheidungsträgern, Leistungsschwächen und Hotspots für gezielte Verbesserung/Optimierung zu identifizieren, sie informieren über Potenziale und ansonsten unvorhergesehene Kompromissen/Lastverlagerungen innerhalb eines Systems (Corominas et al., 2020).

Es muss betont werden, dass die Bewertung von lokalen Umweltauswirkungen unter Berücksichtigung der Ökosystemspezifität an einem bestimmten Standort die Rolle von einer UVP ist und nicht einer Ökobilanz. Darüber hinaus können Ökobilanzen von Abwassersystemen keine detaillierten Informationen zu Umwelt- oder Gesundheitsrisiken liefern. Die Eingabe- und Ausgabedaten der Ökobilanz können jedoch in ergänzende Instrumente, wie die Risikobewertung, einfließen.

Die internationalen Normen ISO 14040 und ISO 14044 legen einen Rahmen für die Erstellung einer Ökobilanz vor. ISO 14040 legt die Grundsätze und Rahmenbedingungen fest, in ISO 14044 werden die Anforderungen an die Erstellung einer Ökobilanz detailliert geregelt. Innerhalb dieses Rahmens bleiben dem Ersteller oder der Erstellerin allerdings einige Entscheidungen frei, die an die jeweilige Aufgabenstellung der LCA-Studie angepasst werden. Eine Ökobilanz besteht aus folgenden vier Phasen:

- **Festlegung von Ziel und Umfang:** Als Ziel einer Ökobilanz müssen unter anderem die beabsichtigte Anwendung und die Zielgruppe festgelegt werden. Der Untersuchungsrahmen setzt sich etwa aus dem Produktsystem, der funktionellen Einheit, der Systemgrenze und der Methode für die Wirkungsabschätzung zusammen. Einer der wichtigsten Punkte ist die Festlegung einer funktionellen Einheit. Diese muss dem Ziel und Untersuchungsrahmen entsprechen und dient als Bezugsgröße für alle Input- und Output-Daten bzw. Ergebnisse. Durch die Definition der Systemgrenze wird festgelegt, welche Prozesse berücksichtigt werden.
- **Sachbilanz (Lyfe Cycle Inventory - LCI):** Im zweiten Schritt werden Daten zu allen relevanten Energie- und Materialflüssen über den Produktlebenszyklus zusammengeführt. Die direkten Emissionen werden ergänzt durch indirekte Emissionen, die im Zusammenhang mit dem Verbrauch von Energie und Materialien anhand von Ökobilanz-Datenbanken (in dieser Studie: EcoInvent v3.5, Wernet et al., 2016) ermittelt werden. Produkte, die durch die Behandlung von Abwasser entstehen (z.B. elektrischer Strom, Phosphordünger) werden durch die Berücksichtigung der Substitution alternativer Produktionsprozesse als Gutschriften gehandhabt.
- **Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment, LCIA):** In der Wirkungsabschätzung werden Sachbilanzergebnisse den Wirkungskategorien (engl. impact categories) zugeordnet. Dazu gehören „mid-point level“ Indikatoren wie die Wirkungskategorien Treibhausgaspotential, Ozonabbau, Eutrophierung, Bodenversauerung, Humantoxizität, Partikelmissionen, ionisierende Strahlung, Ökotoxizität, photochemische Ozonbildung, Landnutzung und Ressourcenverbrauch. Außerdem können „end-point level“ Indikatoren verwendet werden, die

Auswirkungen von verschiedenen mid-point Indikatoren auf einen der drei ökologischen Betrachtungsbereiche der Ökobilanz (menschliche Gesundheit, Ökosystem und Ressourcenverfügbarkeit) normalisieren und aggregieren. Geeignete Methoden zur Charakterisierung der jeweiligen Wirkungen werden aufgrund der Relevanz der Kategorie und dem Stand der aktuellen Forschung ausgewählt. Das Handbuch der Europäischen Kommission zur Durchführung von Ökobilanzen enthält Empfehlungen zur Auswahl der Wirkungskategorien (ILCD Handbook, 2011; Haushild et al., 2013). Die Wirkungsabschätzung muss folgende Bestandteile enthalten:

- Auswahl von Wirkungskategorien
- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse (Klassifizierung)
- Berechnung der Wirkungsindikatorwerte (Charakterisierung)

Neben diesen verpflichtenden Teilen, kann eine Wirkungsabschätzung optional auch eine Normierung, Ordnung, Gewichtung oder eine Analyse der Datenqualität enthalten.

- **Analyse und Interpretation:** Neben den drei Schritten (Ziel & Umfang, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung) erfolgt laufend eine kritische Analyse und Interpretation der jeweiligen Ergebnisse, die schließlich die Basis für eine belastbare Bewertung der Energie- und Ressourcenverbräuche der Modellkläranlagen darstellt. Um den Einfluss der Unsicherheiten in Zusammenhang mit Modelleingangsgrößen (=Modellparameter) auf das Ergebnis darzustellen und kritische Modellparameter (Variation hat einen starken Effekt auf das Ergebnis) zu identifizieren, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt (Laner et al., 2016). Neben der Beurteilung der Belastbarkeit der Ergebnisse, lässt die Sensitivitätsanalyse auch Rückschlüsse in Bezug auf Parameter zu, die das Ziel von Maßnahmen zur ökologischen Optimierung von Bau und Betrieb der Kläranlagen sein sollten.

Für die Berechnung der Wirkungsabschätzung wurden von verschiedenen Expertengruppen unterschiedliche Methoden bzw. Modelle entwickelt. Diese unterscheiden sich in den Modellansätzen, den berücksichtigten Stoffen und den Wirkungskategorien. Welche Indikatoren für die Wirkungsabschätzung festgelegt werden, hängt vorwiegend von den Zielen der Ökobilanz ab. Die Auswahl der Wirkungskategorien und der Methoden wurde im vorliegenden Projekt auf Basis von Empfehlungen aus der Literatur getroffen (siehe Kapitel 4.3.2).

4.3.1 Festlegung der funktionellen Einheit und der Systemgrenze

Für die Wahl der funktionellen Einheit gibt es verschiedene Ansätze. Viele Studien verwenden eine volumenbezogene Einheit, etwa einen Kubikmeter gereinigten Abwassers (z.B. Lorenzo-Toja et al., 2016; Pasqualino et al., 2009; Niero et al., 2014). Nur wenige setzten das Wasservolumen in Beziehung zur enthaltenen Schmutzfracht bzw. zur erzielten Reinigungsleistung (Corominas et al., 2020). Eine rein volumenbezogene Einheit kann die Vergleichbarkeit von Anlagen, die unterschiedlich stark belastetes Abwasser behandeln, erschweren (Byrne et al., 2017), wie auch Hable (2019) anhand einer Modellkläranlage deutlich feststellte.

In der vorliegenden Studie wurde die funktionelle Einheit EW_{120} verwendet und als Zeitraum ein Jahr, also $EW_{120}^{-1} \cdot a^{-1}$. Darin werden sowohl die Schmutzfrachten als auch den Wasserverbrauch pro EW pro Jahr berücksichtigt (siehe Kapitel 5). Die Reinigungsleistung der Modellkläranlagen wurde hier auch klar definiert, was die Transparenz der Ökobilanzergebnisse weiter erhöht. Bei der Diskussion der

Ergebnisse in Hinblick auf die Phosphorrückgewinnung wurden die Ergebnisse in Anlehnung auf Amann et al. (2018) teilweise auch auf kg zurückgewonnen Phosphor bezogen.

Die Systemgrenze umfasst in den meisten Publikationen die Abwasserreinigung vom Zulauf aus dem Kanalnetz bis zum Ablauf in den Vorfluter sowie die Schlammbehandlung. Das gilt auch für das gegenständliche Projekt. Die Schlammbehandlung umfasst die Faulung, die Schlammentwässerung und die Verbrennung. In Abbildung 6 sind die Systemgrenze und die berücksichtigten Prozesse dargestellt. Nicht Teil des Systems sind vorgelagerte Prozesse, wie die Errichtung und der Betrieb des Kanalnetzes. Als externe Prozesse wurden die Stromerzeugung, der Bezug von Betriebsmitteln (wie z.B. Fällmittel) sowie der Transport der Klärschlämme bzw. -aschen berücksichtigt. Für die Quantifizierung dieser Energie-/Stoffflüsse wurden die Daten der ÖWAV-Abwasser-Benchmarking-Studie (ÖWAV, 2018) sowie der etablierte Datenpool aus vorangegangenen Forschungsprojekten am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement herangezogen.

Produkte, die durch die Behandlung von Abwasser entstehen (z.B. elektrischer Strom aus Biogas, Phosphordünger) wurden durch die Substitution alternativer Produktionsprozesse berücksichtigt (Gutschriften). Es wurde angenommen, dass sich die Modellkläranlagen in Österreich befinden und dass die Lebensdauer der Infrastruktur (Betonbauwerke) bei 30 Jahren liegt.

Anders als bei anderen ökologischen Bewertungen, wurde hier neben der Betriebsphase auch spezielles Augenmerk auf die Quantifizierung der ökologischen Auswirkungen der Bauphase der Kläranlage gelegt. Zu diesem Zweck wurden verschiedene Methoden verglichen, die auf Daten von Großanlagen basieren (Foley et al., 2010; Remy & Cazalet, 2018; Hable, 2019; Morera et al., 2017). Es gibt Hinweise darauf, dass der Beitrag der Bauphase auf die Gesamtbelastung keine untergeordnete Rolle spielt und in manchen Wirkungskategorien mehr als 5% beträgt, bei „Abbau endlicher Ressourcen - Metalle“ sogar 63% erreichen kann (Morera et al., 2017, Kläranlagegröße: 200.000 EW). Der relative Einfluss der Bauphase auf die Ökobilanz sinkt mit höherer Lebensdauer der Kläranlage sowie bei ressourcenintensivem Betrieb. Beton und Bewehrungsstahl der Betonbauwerke sind die Materialien mit dem höchsten ökologischen Beitrag, speziell in den Wirkungskategorien „Treibhausgaspotential“, „Ozonabbau“, „Humantoxizität“ und „Abbau endlicher Ressourcen - Metalle“ (Morera et al., 2017). Die biologischen Reinigungsstufe stellt die wirkungsrelevanteste Baueinheit dar. Das Miteinrechnen von weiteren Komponenten wie z.B. Pumpen und Motoren würde sich nur geringfügig auf die Kategorie „Abbau endlicher Ressourcen - Metalle“ weiter auswirken. Im gegenständlichen Projekt wurde daher der Verbrauch von Beton, Bewehrungsstahl und Edelstahl (z.B. Mikrosiebe) sowie die Aufwendungen für den Bodenaushub einberechnet.

Der Abbruch am Ende der Lebensdauer wird in wenigen Studien in der Systemgrenze miteingeschlossen. Das ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass die Lebensdauer der Betonbauwerke schwer zu bestimmen ist, da eine Kläranlage meist nicht abgerissen, sondern nur umgebaut oder renoviert wird. Auch können verschiedene Teile der Anlage eine unterschiedliche Lebensdauer haben. Diese Problematik wird etwa bei Corominas et al. (2013) und Renou et al. (2008) angesprochen. In dieser Studie wurde der Abbruch der Kläranlageinfrastruktur nicht miteinberechnet, wohl aber jener der ausgelagerten Prozesse.

4.3.2 Auswahl der Wirkungskategorien für die Ökobilanz

Im Allgemeinen werden für Abwassersysteme „Mid-Point“-Indikatoren bevorzugt (Corominas et al., 2020). „End-Point“-Indikatoren erfordern komplexere Umwelt- bzw. Impact/Exposure-Modelle, die miteinander verknüpft werden müssen, um ein Ergebnis zu erzielen. Dies führt zu größerer Unsicherheit und weniger Transparenz. Daher wurde in der vorliegenden Ökobilanzierung auf „End-Point“-Indikatoren verzichtet und die ausgewählten „Mid-point“-Indikatoren einzeln betrachtet.

Für die Berechnung der Wirkungsabschätzung wurden in der vorliegenden Studie „Mid-point“-Indikatoren für zehn Wirkungskategorien gewählt, um eine möglichst breite Darstellung der Umweltauswirkungen zu erreichen. Die betrachteten Wirkungskategorien sind in Tabelle 2 dargestellt. Die Auswahl der Methoden für die Wirkungsabschätzung in den jeweiligen Kategorien, wurde in Anlehnung an die Empfehlungen von Hauschild et al. (2013) getroffen. Diese Studie wurde vom Joint Research Centre der Europäischen Kommission durchgeführt mit dem Ziel, das beste unter den vorhandenen Charakterisierungsmodellen zu identifizieren und Empfehlungen für LCA-Praktiker bereitzustellen.

Tabelle 2. Kategorien und Methoden der Wirkungsabschätzung. Die Auswahl der Methoden beruht auf Empfehlungen von Hauschild et al. (2013) für „Mid-Point“-Indikatoren.

Kategorie	Kurztitel	Methode	Einheit
Kumulativer Energieaufwand, fossil und nuklear	CED	Hischier et al. (2010)	MJ-eq
Treibhausgaspotential	GWP	IPCC 2007	kg CO ₂ -eq
Süßwassereutrophierungspotential	FEP	ReCiPe2008*	kg P-eq
Meerwassereutrophierungspotential	MEP	ReCiPe2008	kg N-eq
Kumulierte Überschreitung terrestrischer Versauerung	AE	ILCD2011**	Mol H ⁺ -eq
Abbau von endlichen abiotischen Ressourcen (Metalle/Mineralien)	DAR	CML 2013	kg Sb-eq
Süßwasserökotoxizität	FET	USEtox***	CTU
Humantoxizitätspotential, karzerogen	HT c	USEtox	CTU
Humantoxizitätspotential, nicht karzerogen	HT non-c	USEtox	CTU

* Struijs et al. (2009) **Seppälä et al. (2006) und Posch et al. (2008), ***Rosenbaum et al. (2008).

Der kumulierte Energieaufwand (engl. Cumulativ Energy Demand, CED) ist ein Indikator für den gesamten Energieaufwand im Lebenszyklus eines Produkts (KEA, 2012). Er wird in der Einheit MJ-eq ausgedrückt und eignet sich als Indikator für den Energiebedarf einer Kläranlage. Der CED ist eigentlich keine typische Kategorie bei einer Ökobilanzierung, er wird aber gerne verwendet, weil der Energieaufwand beim Vergleich unterschiedlichen Abwasserreinigungsszenarien oft ein sehr wichtiger Indikator darstellt. Angewandt wird der CED aus fossilen und nuklearen Energieträgern etwa bei Amann et al. (2018), bei Remy et al. (2011) und Remy und Cazalet (2018).

Das Treibhausgaspotential (GWP) umfasst alle nicht biogenen, direkten und indirekten Emissionen von Treibhausgasen (u.a. CO₂, N₂O, CH₄), ausgedrückt in CO₂-Äquivalenten (CO₂-eq.). Es basiert auf dem

Treibhausgaspotential von chemischen Verbindungen, über einen Zeitraum von 100 Jahren, dies entspricht dem sogenannten GWP100a. Das GWP wird in allen Ökobilanzen von Kläranlagen verwendet. Es ist, vor allem in Hinsicht auf den Klimawandel, ein wichtiger und oft verwendeter Indikator. Für eine bessere Vergleichbarkeit mit vorangegangenen Ökobilanzen, wurden die GWP-Faktoren aus dem IPCC 4th Assessment Report (IPCC, 2007) verwendet.

Das Süßwassereutrophierungspotential (FEP) und das Meerwassereutrophierungspotential (MEP) sind aufgrund der direkten Emissionen von Nährstoffen in ein Fließgewässer, eine für Kläranlagen naheliegende Kategorie. Um das komplexere Bild zu vereinfachen, wird Phosphor als limitierender Nährstoff in Süßwassersystemen und Stickstoff als limitierender Nährstoff in marinen Systemen angesehen. FEP und MEP gehören zu den am häufigsten verwendeten Kategorien, wenn eine Ökobilanz für eine Kläranlage erstellt wird.

Die Methode der kumulierten Überschreitung terrestrischer Versauerung (AE) (Seppälä et al. 2006) liefert europäische länderabhängige Charakterisierungsfaktoren für die Versauerung durch chemische Verbindungen, die in Luft, Wasser oder Erde emittiert werden. Die Methode berücksichtigt nur das Versauerungspotential für die Ablagerung in einem empfindlichen Bereich bei und über der kritischen Last. Das Versauerungspotential wird in absoluten akkumulierten Überschreitungen ausgedrückt. Ein hoher Ausstoß versauernd wirkender Verbindungen kann zu einer Abnahme der Biodiversität, der biotischen Produktivität (Bioproduktivität) und physische Zerstörung von Objekten (Materialien) führen. Die Bewertung des Versauerungspotentials kommt unter anderem bei Pasqualino et al. (2009), Yoshida et al. (2014) und Renou et al. (2008) zur Anwendung.

Der Abbau von endlichen abiotischen Ressourcen (DAR) ist ein Maß für die Ressourcenknappheit von abiotischen Ressourcen (Mineralien und Metallen), ausgedrückt in kg Sb-eq. Sb steht für das Element Antimon, es dient als Indikator für den Verbrauch dieser Ressourcen. Der Charakterisierungsfaktor bei dieser Methode bezieht sich auf das Verhältnis zwischen dem, was extrahiert wird und dem, was der Menschheit zur Verfügung steht.

Um die Auswirkungen von toxischen Stoffen, die durch die Errichtung und den Betrieb der Kläranlage in die Umwelt gelangen, zu berechnen, werden die Toxizitätskategorien Süßwasserökotoxizität (FET) und Humantoxizitätspotential, (HAT) berücksichtigt. Die Süßwasserökotoxizität gibt die negativen Auswirkungen von Schadstoffen, die in ein Binnengewässer eingeleitet werden, an. Es geht um den Anteil der Schadstoffe im Wasser, der biologisch verfügbar ist, also von Pflanzen oder Lebewesen aufgenommen werden kann (Fantke et al., 2017). Die Einheit Comparative Toxic Unit (CTU) beinhaltet die mögliche betroffene Fraktion an Tier- und Pflanzenarten (PAF) pro Kubikmeter pro Tag je emittiertem Kilogramm. Die Toxizitätsgefahr für den Menschen wird in die krebserregenden (HT c) und die nicht krebserregenden Auswirkungen (HT non-c) aufgeteilt. Die Einheit dafür ist, wie bei FET, die Comparative Toxic Unit (CTU) (Fantke et al., 2017). Sie bezieht sich in diesem Fall auf die geschätzte Steigerung der Sterberaten in der gesamten Bevölkerung pro Masseneinheit der emittierten Verbindung. Das Modell USEtox (Rosenbaum et al., 2008; Rosenbaum et al., 2011) ist ein Konsensmodell, das von einer Gruppe von LCIA-Methodenentwicklern im Rahmen des UNEP / SETAC-Lebenszyklusinitiative entwickelt wurde. USEtox wird von Haushild et al. (2013) und Corominas et al. (2013) für die Modellierung die Kategorien FET und HAT zwar empfohlen, jedoch sollten Charakterisierungsfaktoren speziell für (Schwer-)Metalle mit Vorsicht angewandt werden. So sind z.B. sowohl die Gewichtung verschiedener Schadstoffe als auch das gesamte Schadpotential, welches aus Schadstoffeinträgen in den

Boden durch den USEtox Indikator für die menschliche Gesundheit ermittelt wird, mit erheblichen Unsicherheiten behaftet (Kraus et al., 2016). Das Modell ist als Matrixverbund aufgebaut mit unterschiedlichen Matrizen, die Verbleib der Substanz mit der Anfälligkeit des Systems (Wasser, Boden, Luft) und den jeweiligen Auswirkungen kombinieren. Der finale Einfluss wird durch ein sogenanntes „Impact Score“ ausgedrückt, der den Charakterisierungsfaktor und die Fracht der jeweiligen Substanz beinhaltet.

Einige Verfahren/Prozesse der „Kläranlage der Zukunft“ ermöglichen, den Flächenbedarf der Kläranlage wesentlich zu reduzieren. Für die Fragestellung des gegenständlichen Projekts wäre daher vom Interesse, auch die Wirkungskategorie „Land Use“ zu betrachten. Die Methode beim „Mid-Point-Level“ von Milà i Canals et al. (2007) wird jedoch von Hauschild et al., (2013) als „empfohlen aber mit Vorsicht zu verwenden“ eingestuft, weil Bodenerosion und -versalzung nicht berücksichtigt werden. Aus diesem Grund wurde die Reduktion des Flächenbedarfs der Kläranlage nur anhand des direkten Vergleichs der berechneten verbauten Flächen durchgeführt.

Um die Entscheidungsfindung zu vereinfachen, kann es vorteilhaft sein, die Anzahl der verwendeten Indikatoren zu begrenzen. Für Abwassersysteme werden Treibhausgaspotential, Eutrophierung und Ökotoxizität als Schlüsselindikatoren von Corominas et al. (2020) empfohlen. Remy et al. (2016) betrachteten im Rahmen des EU-Projekts PowerStep für die Bewertung verschiedener Verfahrenskonfigurationen von energieeffizienten Kläranlagen Treibhausgaspotential, Eutrophierung und den kumulativen Energieaufwand. Es ist wichtig zu berücksichtigen, dass zusätzliche Indikatoren für die Rückgewinnung von Ressourcen (je nach Markt und Verwendung für zurückgewonnene Produkte) sowie für den Einsatz neuer Technologien zur Abwasserreinigung (z.B. Entfernung von organischen Mikroverunreinigungen) zusätzlich relevant werden können. In der vorliegenden Studie wird daher, nach einer allgemeinen Betrachtung aller neun ausgewählten Kategorien, der Fokus auf Treibhausgaspotential, kumulativem Energieaufwand, Bodenversauerungspotential und Eutrophierungspotential gelegt.

4.3.3 Normierung

Um die Ergebnisse der einzelnen Kategorien in Relation setzen zu können und somit die Relevanz der Auswirkungen und Emissionen beurteilen zu können, gibt es in der ISO Norm 14044 die Option, die Ergebnisse zu normieren. Diese Normierung bedeutet die Ergebnisse mit einem Referenzwert zu vergleichen. Für einige Kategorien gibt es gute Referenzwerte, etwa für das Treibhausgaspotential kann man den Pro-Kopf-Ausstoß an CO₂-eq in der EU heranziehen. Für andere Kategorien ist es schwierig, einen passenden Referenzwert zu finden, etwa für das Versauerungspotential oder die Toxizität. Vor allem sollte die Erhebung dieser Daten mit den gleichen oder ähnlichen Methoden erfolgt sein. Das Joint Research Center der Europäischen Kommission publiziert regelmäßig Berichte, die u.a. Referenzwerte für die EU27 bereitstellen, der Aktuellste für die EU27 ist von Bennini et al. (2014). Die Autoren dieses Berichts haben für alle vom ILCD empfohlenen Kategorien Normierungsfaktoren (ILCD Handbook, 2011), bezogen auf einen EU-Einwohner, berechnet. Diese wurden gegenüber den Normierungsfaktoren von Laurent et al. (2013) bevorzugt, weil sie repräsentativer für den europäischen Raum sind (Tabelle 3).

Da der kumulierte Energieaufwand nicht Teil der Methoden des ILCD ist, wurde der Referenzwert mit Daten aus Eurostat berechnet. Zu diesem Zweck wurde der Bruttoinlandsenergieverbrauch 2016 auf

Erdölbasis, die Einwohnerzahl der EU und der Brennwert von einem kg-Erdöl-eq benötigt (Eurostat, 2019a bis c). Die Berechnung erfolgte mit der folgenden Gleichung:

$$\text{Normierungsfaktor CED} = \frac{(1,64 \cdot 10^{12} \text{ kg Erdöl-eq} \cdot 41,87 \text{ MJ/kg Erdöl-eq})}{(513 \cdot 10^6 \text{ Einwohner})} = 133.853 \text{ MJ/Einwohner}$$

Die Umrechnung von Einwohnerwerten (EW) in Einwohner (E) erfolgte unter der Annahme, dass ein Einwohner zwei EW verursacht, wie von Zessner und Lindner (2005) für österreichische Kläranlagen empfohlen wird. Somit wird auch der Anteil an Gewerbeabwasser berücksichtigt.

Tabelle 3. Pro-Kopf-Normierungsfaktoren nach Benini et al. (2014) und Laurent et al. (2013).

Wirkungskategorie	Einheit	EC-JRC	PROSUITE
		EU27 (2010) (Benini et al., 2014).	Global (2010) (Laurent et al., 2013)
Treibhausgaspotential	kg CO ₂ eq./(E.a)	9220	8100
Kumulierte Überschreitung terrestrischer Versauerung	mol H ⁺ eq./(E.a)	47.30	49.60
Süßwassereutrophierungspotential	kg P eq./(E.a)	1.48	0.62
Meerwassereutrophierungspotential	kg N eq./(E.a)	16.9	9.38
Humantoxizitätspotential, karzerogen	CTU _h /(E.a)	0.000037	0.000054
Humantoxizitätspotential, nicht karzerogen	CTU _h /(E.a)	0.000533	0.001100
Süßwasserökotoxizität	CTU _e /(E.a)	8740	665
Abbau endlicher abiotischer Ressourcen (Metalle/Mineralien)	kg Sb eq./(E.a)	0.10	0.31

*E: Einwohner

4.3.4 Ökobilanz mit dem Programm EASETECH

Die Berechnungen der Wirkungsabschätzung wurden mit Unterstützung des Programms EASETECH V3.2.3 (Environmental Assessment System for Environmental TECHNOlogies - Clavreul et al., 2014) durchgeführt. EASETECH wurde unter anderen LCA-Programmen ausgewählt, weil am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement konsolidierte Erfahrungen mit diesem Programm vorlagen. Die ausgewählten Methoden für die Wirkungsabschätzung (Tabelle 2), sowie die Datensätze aus der Ökobilanz-Datenbank EcoInvent v3.5, waren im Programm bereits installiert, nur die Wirkungsabschätzung „kumulierter Energieaufwand“ musste in das Programm neu implementiert werden. Für die Modellkläranlagen wurden Modelle in EASETECH erstellt und diese mit den Daten der Sachbilanz verknüpft.

Im entwickelten Modell wurden die verschiedenen Abwasserreinigungs- und Klärschlammbehandlungsschritte dargestellt, in denen die jeweiligen Prozesse zur Bereitstellung von Gütern und Dienstleistungen, sowie die direkten elementaren Outputs in verschiedenen Umweltkompartimenten, abgebildet wurden (Abbildung 7).

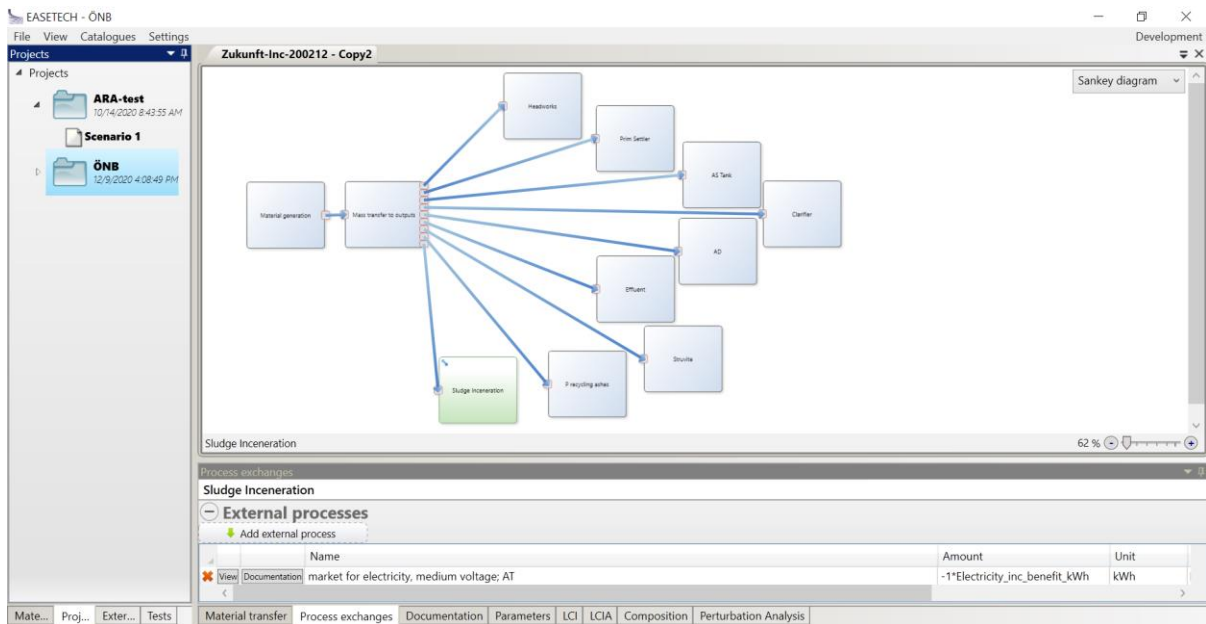


Abbildung 7. Konfiguration der Kläranlage_Zukunft mit der EASETECH-Software.

4.4 Kostenschätzung

Um die Kläranlage der Zukunft und die Referenzkläranlage einander auch ökonomisch gegenüberstellen zu können, erfolgte in dieser Arbeit eine umfangreiche Analyse der Kosten beider Modellkläranlagen. Als Maßzahl für den ökonomischen Vergleich wurden die Jahreskosten der Anlagen nach Flick et al. (2012) herangezogen. Die Jahreskosten gliedern sich in Kapitalkosten und Betriebskosten. Zusätzlich erfolgte auch eine Berechnung der Projektkostenbarwerte der beiden Anlagen. Die Aussagekraft der Projektkostenbarwerte und der Jahreskosten ist, laut Flick et al. (2012) prinzipiell gleichwertig. Bei Verwendung der Jahreskosten ist jedoch eine bessere Vergleichbarkeit mit realen Anlagen gegeben.

Die Kosten werden aus dem Blickwinkel der Modellkläranlagen beurteilt. Bei der Kläranlage der Zukunft wird zusätzlich auch eine ganzheitliche Betrachtung, die die Verwertung der Klärschlammasche zur Phosphorrückgewinnung mit einbezieht, durchgeführt.

Eine Aufstellung der verwendeten Preise samt Quellenangabe, sowie eine Auflistung der Qualität der einzelnen Referenzquellen, findet sich im Anhang Kapitel 3.

Anhand einer Sensitivitätsanalyse wird die Auswirkung von möglichen Veränderungen und Schwankungen der Investitions- und Betriebsmittelkosten geprüft. Dies betrifft nicht nur kurzfristige Schwankungen von Energie- bzw. Rohstoffpreisen beim Bau und Betrieb, sondern auch Änderungen der Erlöse aus Energieausbeute bzw. Ressourcenrückgewinnung.

4.4.1 Kapitalkosten

Zur Ermittlung der Kapitalkosten werden die Investitionskosten in eine gleichförmige Kostenreihe umgerechnet. Dies geschieht durch die Multiplikation der Investitionskosten mit dem Annuitätenfaktor. Der Annuitätenfaktor errechnet sich aus dem Zinssatz und der Nutzungsdauer mit folgender Formel nach Flick et al. (2012):

$$\frac{i * (1 + i)^n}{(1 + i)^n - 1}$$

i Zinssatz

n Nutzungsdauer in Jahren

Da es sich um Modellkläranlagen handelt, wird davon ausgegangen, dass die gesamten Investitionskosten zum selben Bezugszeitpunkt anfallen. Eine Akkumulation auf einen gemeinsamen Bezugszeitpunkt ist daher nicht nötig.

Die Nutzungsdauer für die verschiedenen Anlagenteile beträgt für die baulichen Anlagenteile 30 Jahre, für maschinelle und elektrische Anlagenteile 20 Jahre und für die Messtechnik 10 Jahre (Lindtner, 2004). Der Zinssatz für die Berechnung der Kapitalkosten wurde nach Flick et al. (2012) mit drei Prozent angenommen.

Die Investitionskosten für die einzelnen Anlagenteile (z.B. Vorklärung, Belebungsbecken, Nachklärung, etc.) wurden aus pauschalen Schätzungen externer Experten abgeleitet oder, für einzelne Aggregate (z.B. Mikrosiebe), von Herstellerdaten übernommen. Zusätzlich wurden auch die Baukosten von Anlagenbetreibern aus der jüngeren Vergangenheit zu Vergleichszwecken berücksichtigt. Für einzelne Kostenpunkte musste, aufgrund mangelnder Daten, eine Schätzung beziehungsweise Interpolation auf Basis vorhandener Daten durchgeführt werden.

Die Kosten für elektrische und messtechnische Anlagenteile wurden, wenn keine Daten der Hersteller vorlagen, als prozentueller Anteil der Investitionskosten berücksichtigt. Die Kosten für die maschinellen Anlagenteile sind vielfach bereits in den pauschalen Kostenschätzungen externer Experten enthalten oder in Preisangaben von Herstellern nicht separat aufgeführt. Dadurch wäre es, bei der Berechnung der Kapitalkosten, zu einer Abweichung von den tatsächlichen Kapitalkosten durch die unterschiedliche Nutzungsdauer der Anlagenteile gekommen. Deshalb wurde, auf Basis von realen Anlagenkosten, ein prozentueller Anteil der maschinellen Kosten an den pauschalen Kosten abgeschätzt und in der Berechnung der Kapitalkosten gesondert behandelt.

Auch die Investitionskosten für die Erschließung (Straßenbau, Errichtung eines Zaunes, etc.), die Betriebsgebäude, den Grunderwerb sowie für den Rechen und den Sandfang wurden als prozentueller Anteil der gesamten Investitionskosten der Kläranlage_Ist nach Hosang und Bischof (1989) berücksichtigt. Für die Kläranlage_Zukunft ist die prozentuelle Verteilung der Kosten nach Hosang und Bischof (1989) durch die unterschiedlichen Anlagenteile nicht mehr gegeben. Da die oben genannten Kostenpunkte für beide Anlagen annähernd gleich sind, wurden für die Kläranlage_Zukunft die berechneten Kosten der Kläranlage_Ist angesetzt.

Die Kosten für den Grunderwerb wurden aufgrund des Einsparungspotenzials bei der Kläranlage_Zukunft (geringerer Platzbedarf) gesondert betrachtet und die verwendeten prozentuellen Kosten der Kläranlage_Ist Hosang und Bischof (1989) angepasst.

Für vergleichbare Anlagenteile schwankten die Preisangaben von externen Experten, Herstellern und Anlagenbetreibern zum Teil sehr stark, was einen Vergleich unterschiedlicher Angaben schwierig machte. Bei älteren Abschätzungen, die als Vergleichswerte verwendet wurden, war hingegen nicht immer klar ersichtlich welche Kostenpunkte in den Pauschalpreisen inkludiert waren.

Aufgrund der starken Schwankungen der Investitionskosten die unter anderem auf unterschiedliche Marktentwicklungen, sowie auf die Standortwahl zurückzuführen sind, bleibt die Kostenschätzung mit

einer großen Unsicherheit behaftet. Laut Kraus et al. (2019) können die Preisschwankungen bis zu 50% betragen. Auch von externen Experten wurden die Preisschwankungen in zwei aufeinanderfolgenden Jahren mit bis zu 30% abgeschätzt. In der Sensitivitätsanalyse erfolgte eine Variation der Investitionskosten, um die Auswirkung der Preisschwankungen abschätzen zu können.

Die Investitionskosten beziehen sich auf die Ausbaugröße der Modellkläranlagen von 125.000 EW.

4.4.2 Betriebskosten

Die Betriebskosten pro Jahr wurden, wie in den Benchmarking Berichten des ÖWAV (ÖWAV, 2018), in sechs Untergruppen unterteilt und beziehen sich auf die Auslastung der Modellkläranlagen von 100.000 EW.

- Energiekosten
- Material- und Stoffkosten
- Reststoffentsorgung
- Personalkosten
- Leistungen durch Dritte
- Sonstige Kosten

Während für die ersten drei Kostenpunkte Preise aus der Literatur verwendet wurden, wurde für die Personalkosten, die Kosten für Leistungen durch Dritte und die sonstigen Kosten der Medianwert der Preise aus den Benchmarking Berichten (ÖWAV, 2018) für Anlagen vergleichbarer Größe angesetzt.

Die Energiekosten umfassen in dieser Arbeit ausschließlich die Kosten für den Stromverbrauch. Für die Ermittlung der Energiekosten wird der auf der Kläranlage gewonnene Strom aus der Faulgasnutzung vom Stromverbrauch abgezogen. Die Kosten für den netto Strombedarf werden anhand der Einkaufspreise pro Kilowattstunde nach Egle et al. (2016) errechnet. Eine Kontrolle der Einkaufspreise erfolgte mittels einer Internetrecherche. Der gewonnene Überschuss an Wärme wird zum Heizen auf der Anlage verwendet bzw. wird nicht monetarisiert.

Die Material- und Stoffkosten setzen sich aus den Kosten für Chemikalien (z.B. Fällmittel, Polyelektrolyte, etc.), den sonstigen Materialkosten und den Laborkosten zusammen. Während die Preise für Chemikalien aus der Literatur übernommen wurden (siehe Anhang Kapitel 3) und auf Händlerpreisen beruhen, wurden die sonstigen Materialkosten und die Laborkosten laut ÖWAV (2018) mit einem Anteil von 17% an den gesamten Material- und Stoffkosten abgeschätzt.

Die Ermittlung der benötigten Mengen der verwendeten Chemikalien erfolgte bei der Festlegung der Modellkläranlagen in Kapitel 5. Für das, für den Betrieb der Anlage notwendige Fällungsmittel Fe/AlCl₃, das durch das EcoPhos Verfahren zum Teil zurückgewonnen wird, erfolgte eine gesonderte Betrachtung. Bei der Rückgewinnung von Wertstoffen, für die auf der Anlage kein Bedarf besteht wurden anhand von Händlerpreisen mögliche Verkaufserlöse berechnet.

Da die Chemikalienpreise je nach Menge und Händler stark variieren können, werden in der Sensitivitätsanalyse unterschiedliche Preisentwicklungen für Einkauf und Verkauf untersucht.

Im Posten Reststoffentsorgung sind die Schlammmentsorgungskosten und die Transportkosten der Schlammmentsorgung enthalten. Für die Schlammmentsorgung wird von einer existierenden Monoverbrennung ausgegangen und ein Pauschalpreis pro Tonne Trockensubstanz angesetzt. Dieser enthält auch die Deponierung der Asche und des Filterkuchens. Der Preis für die Schlammmentsorgung

durch Monoverbrennung variiert in der Literatur aufgrund lokaler Gegebenheiten sehr stark und kann laut Roskosch et al. (2018) in Deutschland zwischen 280 und 480 Euro pro Tonne Trockensubstanz betragen. Auch Egle et al. (2014) nennt Kosten zwischen 250 und 500 Euro pro Tonne Trockensubstanz. Zusätzlich ist davon auszugehen, dass sich der Preis für die Monoverbrennung in Zukunft stark ändern wird. Der Preis für die Schlamm Entsorgung der einzigen österreichischen Monoverbrennung in Wien wurde im Rahmen dieser Untersuchung nicht zur Kostenschätzung herangezogen, da er nicht als repräsentativ für neue Anlagen angesehen werden kann.

In dieser Arbeit wird von einem Preis von 350 Euro pro Tonne Trockensubstanz ausgegangen. Um die Auswirkung sich ändernder Kosten für die Monoverbrennung zu berücksichtigen, erfolgt auch hier eine Variation der Preise in der Sensitivitätsanalyse. Die Transportkosten werden gesondert anhand des Wertes Tonnenkilometer laut Egle et al. (2014) berechnet. Dieser Wert beruht auf der Arbeit von Bühler (2006).

Die Personalkosten basieren auf dem Medianwert des Benchmarking Berichtes des ÖWAV (ÖWAV, 2018) für Anlagen größer 100.000 EW. Die Wartungskosten der Anlagen sind in den Personalkosten bereits enthalten. Die Kosten für zusätzliche Arbeitsstunden auf der Kläranlage_Zukunft wurden anhand der Kosten pro Vollzeitäquivalent von Kraus et al. (2019) bestimmt, da diese am besten mit den Personalkosten des Benchmarking Berichtes übereinstimmen. Pro Vollzeitäquivalent wurde eine Stundenanzahl von 1.675 Stunden pro Jahr zu einem Preis von 60.000 Euro angenommen.

Für die Leistungen durch Dritte und die sonstigen Kosten wurden ebenfalls die Medianwerte des Benchmarking Berichtes (ÖWAV, 2018) angesetzt. Die sonstigen Kosten umfassen unter anderem Versicherungen und Ähnliches. Da diese Kosten sich bei der Kläranlage_Ist und der Kläranlage_Zukunft nicht unterscheiden, sind sie für den Vergleich der beiden Anlagen unerheblich, wurden aber in die Betriebskosten miteinbezogen, um eine möglichst genaue Abschätzung der Jahreskosten zu erhalten.

5 Berechnung der Modell-Kläranlagen

Zwei Modellkläranlagen in der Auslegungsgröße von je 125.000 EW wurden erstellt. Modell_Ist stellt die herkömmliche Verfahrenstechnik auf österreichischen Kläranlagen mit CSB-, N- und chemischer P-Entfernung in einem einstufigen Belebungsverfahren mit Vorklärung und Schlammfäulung dar. In Modell_Zukunft wurden die in Kapitel 2.3 beschriebenen Verfahren/Prozesse der Ressourcenschonung bzw. -rückgewinnung implementiert. Um das Modell_Zukunft fair zu bewerten, wird das Modell_Ist als konventionelle Kläranlage mit bereits optimiertem Betrieb ausgeführt, auf der eine Optimierung des Belüftungssystems bzw. der Belüftungsregelung bereits stattgefunden hat. Stoffstrombilanzen für CSB, Ges.N und Ges.P für beide Modelle sowie die Dimensionierung der Becken wurden in Anlehnung an das Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) in MS-Excel berechnet. Darüber hinaus wurden Kennwerte für die Schlammzusammensetzung und für den Faulungsprozess aus der Auswertung von sechs österreichischen Kläranlagen mit Schlammfäulung (Klassengröße 30.000-750.000 EW_{Auslast}) sowie aus der Literatur herangezogen. Für den Betrieb wurde ein Auslastungsgrad von 75% bzw. 100.000 EW angenommen. Die Infrastruktur der Anlagen wurde „auf der grünen Wiese“ gerechnet.

Für die Berechnung der Stofffrachten sowie der Abwassermenge im Zulauf zu den Kläranlagen wurden die EW-spezifischen Eingangsdaten nach ATV-DVWK-A 198 (2013) verwendet (Tabelle 4). Eine Ausnahme stellt die spezifische Ges.N-Fracht dar. Diese wurde nicht bei 11 g Ges.N/(EW.d) sondern bei 9 g Ges.N/(EW.d) festgelegt, weil dieser Wert für Kläranlagen ≥ 100.000 EW aufgrund des größeren Anteils an Gewerbe/Industrie-Abwasser im Verhältnis zu häuslichem Abwasser repräsentativer ist. Die Annahme wird aus einer Publikation (Lindner und Zessner, 2003) entnommen, die auf einer umfangreichen statistischen Analyse von realen Zulaufdaten österreichischer Kläranlagen basiert.

Tabelle 4. Festgelegte EW-spezifische Schmutzfrachten und Zulaufkonzentrationen.

Bezeichnung	Spez. Zulauf-Fracht [g/(EW.d)]	Zulauf-Konzentration [mg/L]
CSB	120	600
Ges.N	9	45
Ges.P	1,8	9
AFS (Abfiltrierbare Stoffe)	60	300
Abfluss Q*	200	-

* Q entspricht dem mittleren täglichen Trockenwetterabfluss $Q_{T, d, aM}$ in ATV-DVWK-A 198 (2013).

5.1 Kläranlage_Ist

Die Wasser- und Schlamm-Linien der Kläranlage_Ist sind in Abbildung 8 schematisch dargestellt. Nach dem Rechen und Sandfang gelangt das Abwasser in die Vorklärung, in der der Primärschlamm anfällt. Im nachgeschalteten Belebungsbecken findet die biologische Reinigung statt, sowie die chemische Phosphorfällung durch die Zugabe von beispielweise Eisen(III)-Chlorid (FeCl_3). Der abgezogene Überschussschlamm wird maschinell auf 6% TS eingedickt und gemeinsam mit dem statisch eingedickten Primärschlamm (3% TS) im Faulurm anaerob stabilisiert. Das produzierte Biogas (60% Methan, 40% Kohlendioxid) wird in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) energetisch verwertet. Der ausgefäulte Schlamm wird danach in einer Zentrifuge auf 27% entwässert (Amann et al., 2019; ÖWAV-Benchmarking, 2018) und das ammoniumreiche Zentrat in das Belebungsbecken zurückgeführt. Der

entwässerte Schlamm wird zu einer zentralen Monovebrennungsanlage transportiert und verbrannt. Um die Aufwendungen durch die Behandlung der N- und CSB-haltigen Kondensate aus der Schlammtrocknung zu berücksichtigen, wurden diese im Belebungsbecken mitbehandelt. Tabelle 5 und Tabelle 6 veranschaulichen relevante Informationen über die Modellkläranlage_Ist u.a. die berechneten CSB-/Ges.N-Frachten in der Abwasser- und Schlammlinie im Auslastfall (100.000 EW, 15°C Abwassertemperatur). In Tabelle 7 sind die errechneten Beckenvolumina dargestellt. Tabelle 8 veranschaulicht die CSB-Fraktionierung im Zulauf des Belebungsbeckens sowie die Berechnung der Schlammproduktion nach DWA-A 131 (2016) im Auslegungsszenario (125.000 EW, 12°C).

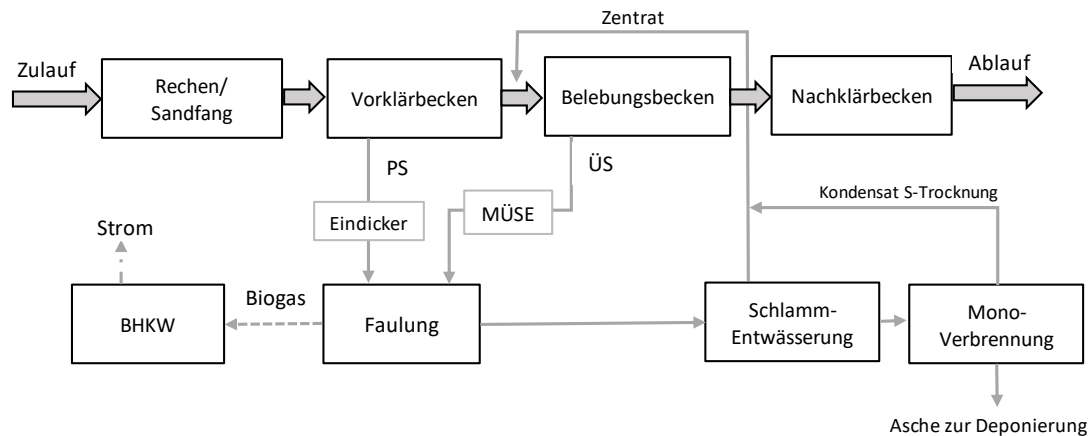


Abbildung 8. Schemata der Wasser- und Schlammlinie der Modellkläranlage_Ist.

Die hydraulische Aufenthaltszeit des Abwassers in der Vorklärung beträgt im Auslastungsfall 1,5 h bezogen auf den mittleren täglichen Trockenwetterabfluss $Q_{T,d,aM}$. Die CSB-Entfernung in der Vorklärung wird bei 30%, die SS-Entfernung bei 60%, die Ges.N-Entfernung bei 10% und die Ges.P-Entfernung bei 12% angesetzt. Diese Annahmen reflektieren sowohl die Empfehlungen des Arbeitsblatts DWA-A 131 (2016) als auch Erfahrungen aus der Praxis (Remy & Cazalet, 2018).

Die CSB-, Ges.N- und Ges.P-Frachten im Zulauf zum Belebungsbecken enthalten die Rückläufe aus der Faulschlammmentwässerung sowie die Kondensate aus der Schlammtrocknung. Letztere sind jedoch mit 0,3 g CSB/(EW.d) und 0,06 g Ges.N/(EW.d) nicht relevant. Für die Bemessung des Belebungsbeckens wurde das aerobe Schlammalter (6,8 d) nach DWA-A 131 (2016) bei einer Temperatur von 12°C und ein Prozessfaktor von 1,5 (gilt für > 100.000 EW) errechnet. Die Überschussschlammproduktion (biologisch und chemisch) wurde ebenfalls nach DWA-A-131 (2016) errechnet (siehe Tabelle 8). Für die Auslegung des Beckenvolumens wurde eine TS-Konzentration im Belebungsbecken von 3 g/L angenommen. Bei einem Anteil an anoxischen Volumen zum Gesamtvolumen von 30% ergibt sich ein gesamtes Schlammalter von rund 10 Tagen. Im Auslastungsfall ergibt sich dann ein Schlammalter von 13,4 d. Unter diesen Bedingungen fallen 38% des abgebauten CSB als Überschussschlamm an. Dieses Ergebnis stimmt mit den Auswertungen von Nowak und Svardal (1989) gut überein (Abbildung A1). Für die Abschätzung der TS-Fracht im Überschussschlamm wurde ein CSB/oTS-Verhältnis von 1,45 an Stelle von 1,42 verwendet, weil dieser Wert in realen Überschuss- und Faulschlämmen im Durchschnitt gemessen wird (siehe Auswertung fünf großtechnischer Österreichischer Kläranlagen mit Faulung, Tabelle A2 im Anhang). Die Schlammszusammensetzung ist in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 5. Charakterisierung der Wasserlinie der Modellkläranlage_Ist.

Parameter	Modell_Ist	Einheit
CSB-Bilanz		
CSB-Zulauf-Kläranlage	120	g CSB/(EW.d)
CSB-Primärschlamm	36,0	g CSB/(EW.d)
CSB-Ablauf-Vorklärung	84,0	g CSB/(EW.d)
CSB-Kondensate Schlamm Trocknung	0,3	g CSB/(EW.d)
CSB-Zulauf-Belebungsbecken	84,3	g CSB/(EW.d)
CSB-Überschussschlamm	29,4	g CSB/(EW.d)
CSB-veratmet (CSB _{ovc})	47,8	g CSB/(EW.d)
CSB-Ablauf-Kläranlage	7,0	g CSB/(EW.d)
Ges.N-Bilanz		
Ges.N Zulauf-Kläranlage	9,0	g N/(EW.d)
Ges.N Ablauf-Vorklärung	8,1	g N/(EW.d)
Ges.N Zentrat Schlamm entwässerung	1,07	g N/(EW.d)
Ges.N Kondensate aus Schlamm Trocknung	0,05	g N/(EW.d)
Ges.N Zulauf-Belebungsbecken	9,22	g N/(EW.d)
Ges.N in ÜS-Schlamm	1,8	g N/(EW.d)
Ges.N-nitrifiziert	7,5	g N/(EW.d)
Ges.N-denitrifiziert	5,7	g N/(EW.d)
Ges.N-Ablauf Kläranlage	1,8	g N/(EW.d)
Ges.P-Bilanz		
Ges.P-Zulauf-Kläranlage	1,8	g P/(EW.d)
Ges.P-Ablauf Vorklärung	1,58	g P/(EW.d)
Ges.P-Zentrat	0,08	g P/(EW.d)
Ges.P Zulauf-Belebungsbecken	1,7	g P/(EW.d)
Ges.P-ÜS-Schlamm (Biomasse + biol gebunden)	1,5	g P/(EW.d)
Ges.P-chemisch gebunden	1,0	g P/(EW.d)
Ges.P-Ablauf Kläranlage	0,2	g P/(EW.d)
Reinigungsleistung		
CSB-Wirkungsgrad	94,2	%
Ges.N-Wirkungsgrad	80	%
Ges.P-Wirkungsgrad	89	%
P-Ablaufkonzentration	1	mg/L
Faulung		
CSB-Abbau-Faulung	53,5	%
oTS-Abbau-Faulung	48,6	%
TS-Abbau-Faulung	34,3	%
CSB-Methan	35,0	g CSB/(EW.d)
Methanproduktion	12,2	L _{i.N.} * CH ₄ /(EW.d)
Biogasproduktion	20,4	L _{i.N.} /(EW.d)

*) L_{i.N.} = Liter in Normzustand.

Tabelle 6. Charakterisierung der Schlammlinie der Modellkläranlage_Ist.

Parameter	Modell_Ist	Einheit
Primärschlamm (eingedickt)		
CSB	36,0	g CSB/(EW.d)
TS	24,3	g TS/(EW.d)
oTS	20,6	g oTS/(EW.d)
Ges.N/CSB	0,025	-
Ges.P/CSB	0,006	-
TS-Gehalt nach statischer Eindickung	3,0%	%
Primärschlammanfall eingedickt	0,81	kg/(EW.d)
Überschussschlamm (eingedickt)		
CSB	29,4	g CSB/(EW.d)
TS	33,6	g TS/(EW.d)
oTS	20,3	g oTS/(EW.d)
Ges.N/CSB	0,06	-
Ges.P/CSB	0,05	-
TS-Gehalt nach mechanischer Eindickung	6,0%	%
Überschussschlammanfall eingedickt	0,56	kg/(EW.d)
Faulschlamm		
CSB	30,5	g CSB/(EW.d)
TS	38,1	g TS/(EW.d)
oTS	21,0	g oTS/(EW.d)
Ges.N/CSB	0,048	-
Ges.P/CSB	0,0522	-
TS-Gehalt nach mechanischer Eindickung	2,8%	%
Faulschlammanfall	1,37	kg/(EW.d)
Entwässerter Schlamm		
TS-Schlamm entw. (27%TS)	38,1	g TS/(EW.d)
Anfall entw. Schlamm	141	g/(EW.d)
Ges.N	1,60	g N/(EW.d)
Ges.P	1,60	g P/(EW.d)
Zentrat		
Ges.N	1,1	g N/(EW.d)
Ges.P	0,08	g P/(EW.d)

Für die Bemessung der Nachklärung (bei maximalem stündlichem Abfluss im Mischwasserfall) wurde von einer Schlammvolumenbeschickung von 500 L/(m².h) für horizontal durchströmte Becken ausgegangen (DWA-A 131, 2016). Dabei wurde ein Schlammvolumenindex von 130 mL/g angenommen. Durch die ermittelte Beckenfläche ergibt sich bei maximalem stündlichem Abfluss im Mischwasserfall eine Oberflächenbeschickung < 1,6 m/h. Die Beckentiefe beträgt 4,5 m.

Die Ablaufkonzentrationen wurden entsprechend der allgemeinen Emissionsverordnung für kommunales Abwasser (1.AEV für kommunales Abwasser, 1996) sowie „good practice“ Werten aus der Praxis wie folgt angenommen: CSB 35 mg/L, Ges.N 10 mg/L, Ges.P 1 mg/L. Daraus ergeben sich für die gesamte Modellkläranlage Entfernungsgrade von 94% für CSB, 80% für Ges.N und 89% für

Ges.P. Für die Berechnung der oxidierten N-Fracht wurde in Anlehnung an DWA-A 131 (2016) von einer Ablaufkonzentration von 0 mg/l ausgegangen.

Die oben genannten Auslegungsannahmen wurden für die Dimensionierung der Anlage verwendet. Für die Abschätzung des Energie- und Hilfsmittelbedarfs sowie des zu verwertenden Schlammanfalls wurde das Auslastungsszenario herangezogen.

Tabelle 7. Dimensionierung der Becken der Modellkläranlage_Ist.

Becken/Behälter	Modell_Ist [m ³]
Vorklärung	1.250
Belebungsbecken (aerob + anoxisch)	15.052
Nachklärung	6.188
Faulung	5.314
Primärschlamm-Eindicker	300
Faulschlamm-Stapelbehälter	531

Tabelle 8. CSB-Fraktionierung und Überschussschlammanfall im Auslastungsfall nach DWA-A 131.

Parameter	Modell_Ist	Einheit
CSB und TS Zulauf Belebungsbecken		
$S_{CSB, ZB}$	268	mg CSB/L
$S_{CSB, abb, ZB}$	247	mg CSB/L
$S_{CSB, Ia, ZB}$	68	mg CSB/L
$S_{CSB, inert, ZB}$	21	mg CSB/L
$X_{CSB, ZB}$	154	mg CSB/L
$X_{CSB, abb, ZB}$	108	mg CSB/L
$X_{CSB, inert, ZB}$	46	mg CSB/L
$X_{TS, ZB}$	120	mg TS/L
$X_{anorgTS, ZB}$	24	mg TS/L
Überschussschlamm		
$X_{CSB, BM}$	69	mg CSB/L
$X_{CSB, inert, BM}$	32	mg CSB/L
$X_{CSB, ÜS}$	147	mg CSB/L
$ÜS_{d, c}$	134	kg TS/d
$ÜS_{d, p}$	34	kg TS/d
$ÜS_d$	168	kg TS/d
$CSB_{ÜS}/\eta_{CSB}$	0,62	-
N in Überschussschlamm		
$X_{orgN, inert}$	30	mg N/L
$X_{orgN, BM}$	2,1	mg N/L
$X_{orgN, ÜS}$	2,3	mg N/L
$X_{orgN, ÜS}/X_{CSB, ÜS}$	4,9	-
$S_{NO3, D}$	7,2	mg N/L

Die Phosphorentfernung erfolgt durch chemische Fällung, hierfür wird FeCl_3 im Belebungsbecken zudosiert. Der Fällmittelbedarf wurde nach Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) ermittelt. Demnach werden 30% der Ges.P-Fracht im Zulauf zum Belebungsbecken biologisch im Überschussschlamm gebunden (inkl. 5% ungezielte Bio-P), 53% müssen durch Dosierung von $2,6 \text{ gFe}^{3+}/(\text{EW.d})$ gefällt werden (β -Wert: 1,5). Der chemische Schlamm entspricht 20% der Überschussschlammproduktion.

Die eingedickten Primär- und Überschussschlämme werden mittels mesophiler Faulung (38°C , hydraulische Aufenthalt: 25 d) anaerob stabilisiert. Für die Berechnung des CSB-Abbaus in der Faulung, und folglich der Methanproduktion, wurde von einer konstanten oTS-Fracht im ausgefaulten Schlamm von $21 \text{ g oTS}/(\text{EW.d})$ (entspricht $30,5 \text{ CSB}/(\text{EW.d})$) ausgegangen. Der Wert ist repräsentativ für gut ausstabilisierte Klärschlämme, wie Parravicini et al. (2006) und Nowak et al. (1996) auf Basis von Massenbilanzen großtechnischer Anlagen, sowie von Laborversuchen, nachweisen konnten. Aus dieser Ablauffracht ergeben sich Abbaugrade in der Faulung von rund 54% für CSB, 49% für oTS und 34% für TS.

Der Faulschlamm wird nach Konditionierung mit Polyelektrolyten ($12 \text{ g Wirkstoff}/\text{kg TS}$) über Zentrifuge entwässert. Das Zentrat, welches dabei anfällt, wird in das Belebungsbecken zurückgepumpt. Mit dem Zentrat gelangen 12% der Stickstofffracht zurück in die Belebung ($\sim 900 \text{ mg NH}_4\text{-N}/\text{L}$; $1,3 \text{ L}/(\text{EW.d})$). Die Freisetzung von Ammonium im Zuge des Faulprozesses hängt vom Abbau der organischen Substanz ab. Es wurde angenommen, dass der oTS-Abbau im Primärschlamm bei 60% und im Überschussschlamm bei 40% liegt. Diese Abbauwerte liegen im empfohlenen Bereich des Regelwerks DWA-R 349 (2019). Eine vergleichbare N-Fracht lässt sich nach Nowak et al. (2002) errechnen, unter der Annahme, dass $60 \text{ g NH}_4\text{-N}$ pro kg abgebauten organischen Trockensubstanz (Primär- und Überschussschlamm zusammen) in die Lösung freigesetzt werden. Die Phosphat-Fracht im Zentrat wurde zu 5% der Ges.P-Fracht im Faulschlamm ($70 \text{ mg P}/\text{L}$), ähnlich wie in Egle et al. (2016), geschätzt. Das entspricht Erfahrungswerten von großtechnischen Anlagen ohne biologische Phosphorentfernung (Bio-P).

Der elektrische Wirkungsgrad des Blockheizkraftwerks wurde mit 38 % des Energieinputs angenommen. Der Energieverbrauch der Modellkläranlage_Ist aufgeschlüsselt nach den einzelnen Reinigungsschritten ist in Tabelle 9 dargestellt. Der Strombedarf für den aeroben CSB-Abbau und für die Nitrifikation in der Höhe von $\sim 15 \text{ kWh}/\text{EW}/\text{d}$ wurde aus der CSB- und Ges.N-Bilanz berechnet, unter Berücksichtigung eines Sauerstofftrags der Gebläse unter Betriebsbedingungen (αSAE) von $2 \text{ kgO}_2/\text{kWh}$ (α -Wert = 0,55), einer Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken von $2 \text{ mg}/\text{L}$ und einer Wassertemperatur von 15°C (Jahresdurchschnitt). Der Energieverbrauch der anderen Anlagenteile wurde anhand von Erfahrungswerten (u.a. Baumgartner et al., 2018, Remy und Cazalet, 2018, ÖWAV-Benchmarking, 2018) geschätzt. Der Stromverbrauch der Kläranlage beträgt insgesamt $26,7 \text{ kWh}/(\text{EW.a})$. Der öffentliche Bericht „ÖWAV-Benchmarking für Kläranlagen 2018“ gibt vergleichsweise für Kläranlagen $\geq 100.000 \text{ EW}$ einen Medianwert von $27,4 \text{ kWh}/(\text{EW.a})$ an. Die eigene Stromproduktion ermöglicht, 62% des Strombedarfs der Modellanlage abzudecken. Die Wärmeproduktion aus dem BHKW ($19,5 \text{ kWh}_{\text{th}}/(\text{EW.a})$ bei einem Wirkungsgrad von 45%) deckt den Wärmebedarf der Faulung (geschätzt: $15,8 \text{ kWh}_{\text{th}}/(\text{EW.a})$).

Für die Abschätzung des Stromverbrauchs für die Rührwerke wurde eine Mischungsenergie von $2 \text{ W}/\text{m}^3$ (Füederer et al., 2016) angenommen. Der Stromverbrauch der maschinellen Überschussschlamm-Eindickung sowie der Schlammentwässerung (Dekanter) wurde anhand von Erfahrungswerten aus der

Praxis jeweils auf 30 Wh/m³ und 1,3 kWh/m³ geschätzt. Für die Hebewerke im Einlaufbereich der Kläranlage wurde insgesamt von einer Förderhöhe von 8 m ausgegangen.

Tabelle 9. Energieverbrauch der einzelnen Reinigungsschritte der Modellkläranlage_Ist.

Parameter	Modell_Ist [kWh/(EW.a)]
Strombedarf Vorklärung	0,63
Strombedarf Nachklärung	0,63
Strombedarf Rechen und Fett-/Sandfang	0,50
Strombedarf Infrastruktur	1,80
Strombedarf Belüftung im Belebungsbecken	14,7
Strombedarf Rührwerke Belebung	2,64
Strombedarf Rührwerke in der Faulung	1,55
Strombedarf Rührwerke gesamt	4,19
Strombedarf Pumpe Zulauf	1,99
Strombedarf Pumpe Rücklaufschlamm	0,83
Strombedarf Pumpe int. Rezirkulation	0,33
Strombedarf Pumpe Faulraumumwälzung	0,37
Strombedarf Pumpen gesamt	3,52
Strombedarf Eindickung MÜSE	0,06
Strombedarf Entwässerung Faulschlamm	0,67
Strombedarf Schlammbehandlung gesamt	0,73
Strombedarf gesamt	26,7
Stromgewinn aus Biogasnutzung in BHKW*	16,5
Wärmegewinn aus BHKW	19,5
Wärmebedarf Faulung	15,8
Stromgewinn/Strombedarf	62%

*) Stromproduktion aus Netto-Biogas abzüglich CH₄-Verluste (BHKW-Schlupf, Ablassschacht, gelöstes Methan).

5.2 Kläranlage_Zukunft

In diesem Kapitel wird das Modell_Zukunft beschrieben. Eine schematische Darstellung ist Tabelle 10 zu entnehmen. Folgende Annahme wurden für die Verfahren/Prozesse festgelegt:

Vorklärung: Durch den Einsatz der Flockung und Mikrosiebung wurde die CSB-Entfernung von 30% auf 45% erhöht (Entfernung AFS: 70%). Erfahrungen aus der Praxis haben gezeigt, dass die erzielbare CSB-Entfernung nicht nur von den Betriebsbedingungen der Flockung/Mikrosiebung, sondern im wesentlich auch vom Feststoffanteil im Abwasser abhängig ist. Die hier getroffenen Annahmen basieren

auf Praxiserfahrungen aus Remy und Cazalet (2018) und Kaleß et al., (2018), bei denen die Technologie auf mehreren großtechnischen kommunalen Kläranlagen untersucht wurde. Demnach wurden auch die Ges.N-Entfernung bei 13% und die Ges.P-Entfernung bei 20% festgelegt.

Da der gerechnete CSB-Bedarf für die Denitrifikation 38% des im Belebungsbecken oxidierten CSB entspricht, soll ausreichend CSB im Belebungsbecken vorliegen, um den Wirkungsgrad der biologischen Stickstoffentfernung (80%) zu gewährleisten. Der Energieverbrauch für den Betrieb der Mikrosiebung (10 Wh/m^3) wurde auf Basis von großtechnischen Erfahrungen abgeleitet (Remy & Cazalet, 2018; Kaleß et al., 2018). Um die CSB-Entfernung von 45% zu gewährleisten, werden Polyelektrolyten dosiert ($7,8 \text{ g Aktive Substanz/ kg TS}$; Remy & Cazalet, 2018). Dies ist bei der angenommenen Zulaufzusammensetzung ($X_{\text{CSB}}/C_{\text{CSB}} = 0,64$) laut Hersteller notwendig. Erfahrungen aus der Praxis haben jedoch gezeigt, dass bei höherem Anteil an partikulärem CSB eine höhere CSB-Entfernung auch ohne Polymerdosierung erzielt werden kann (Jahn et al., 2020).

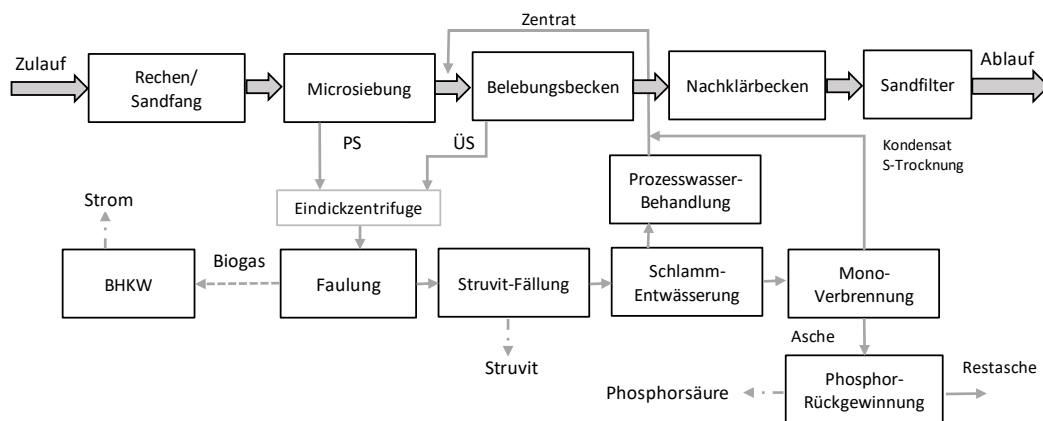


Abbildung 9. Schemata der Wasser- und Schlammlinie der Modellkläranlage „Zukunft“.

Wichtige Informationen für die Dimensionierung der Mikrosiebe wurden von einem Hersteller zur Verfügung gestellt. In der Modellkläranlage (Auslegungsfall) wurden vier Trommelsiebe mit $0,2 \text{ mm}$ Maschenweite (je Durchmesser: $2,2 \text{ m}$, Länge: $4,5 \text{ m}$) und einer Gesamtfilterfläche von $\sim 124 \text{ m}^2$ eingebaut. Daraus ergibt sich eine flächenspezifische Feststoffbelastung von $3,8 \text{ kg SS}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. Die Auslegung erfolgte auf Basis des stündlichen maximalen Durchflusses bei Trockenwetter (Spitzenfaktor der durchschnittlichen stündlichen Tagesdurchflusses im Trockenwetter = $1,5$) und der angenommenen Konzentration an suspendierten Stoffen im Zulauf (300 mg/L). Es wurde davon ausgegangen, dass bei Regenwetter der Durchfluss höher aber die Konzentration an suspendierten Stoffen niedriger und somit der Betrieb weiterhin möglich ist, bevor ein Bypass zur Belebung zugeschaltet wird. Die vier Trommelsiebe sind in einem Betonbecken (126 m^3) eingebracht.

Belebungsbecken: Durch die Erhöhung der CSB-Entfernung in der Vorklärung reduziert sich der Überschussschlammanfall im Belebungsbecken und somit dessen Kubatur. Durch die Verbesserung des Schlammvolumenindex bei granuliertem Belebtschlamm von 130 mL/L auf 110 mL/L wurde angenommen, dass der TS-Gehalt im Belebungsbecken bei gleichbleibendem Schlammvolumen um $0,7 \text{ g/L}$ erhöht werden kann. Daraus ergibt sich eine weitere Reduktion des Belebungsbeckenvolumens (bei gleichbleibendem Schlammalter). Die getroffene Annahme ist eher konservativ, weil für das AGS-Verfahren im kontinuierlichen Betrieb noch keine großtechnischen Erfahrungen vorliegen. Die

Auslegung der Nachklärung wurde analog zur Modellkläranlage_Ist durchgeführt, obwohl eine höhere Sinkgeschwindigkeit mit granuliertem Belebtschlamm zu erwarten ist. Aufgrund der konservativen Annahme ($SVI = 110 \text{ ml/L}$) wurde angenommen, dass die energetische Optimierung des Rührwerkebetriebs ähnlich wie im Belebungsbecken mit flockigem Belebtschlamm erfolgen kann.

Das Schlammalter in der Variante „Zukunft“ wurde gleich wie in der Referenzanlage beibehalten. Das führte dazu, dass sich der Prozentanteil des entfernten CSBs, der in der Belebungsphase als Überschussschlamm anfällt ($CSB_{\text{ÜS}}/\eta\text{CSB}$), durch die erhöhte Feststoffentfernung in der Mikrosiebung kaum veränderte. Der Wert liegt ebenfalls bei 38%, wie Berechnungen nach DWA-A 131 (2016) zeigten.

Durch die erhöhte biologische Phosphorentfernung und – im geringen Ausmaß – durch die niedrigere Ges.P-Fracht im kreisgeführten Zentrat (dank Struvitfällung) lässt sich eine Reduktion der Dosierung von Eisenchlorid von 2,6 auf 0,5 $\text{kg Fe}^{3+}/(\text{EW.a})$ erwarten. Die Berechnung erfolgte nach DWA-A 131 (2016), laut dem die Ges.P-Fracht, die durch Bio-P entfernt wird, 70% der CSB-Fracht im Zulauf zum Belebungsbecken entspricht. Daraus resultiert, dass 31% der Ges.P-Fracht im Belebungsbecken durch Bio-P entfernt werden (zusätzlich zu den 22%, die in der neuen Biomasse ohnehin inkorporiert werden). Es wurde hier absichtlich vermieden, höhere Entfernungsraten als bei herkömmlichen Bio-P-Selektorbecken anzunehmen, obwohl die Entwicklung von AGS dies ermöglichen würde.

Die Ges.N-Fracht, die im Belebungsbecken umgesetzt wird, reduziert sich in dieser Variante um die Fracht, die in der Nebenstrombehandlung des Zentrats über Deammonifikation entfernt wird. Gleichzeitig steigt jedoch die Ges.N-Fracht an, die oxidiert und denitrifiziert werden muss, weil als Folge der erhöhten CSB-Entfernung in der Mikrosiebung weniger Stickstoff in die neue Biomasse eingebaut wird.

Sandfilter: Der Sandfilter wurde so dimensioniert, dass die Konzentration an suspendierten Stoffen im Ablauf-Nachklärung um 7 mg/L verringert wird (entspricht 78% AFS-Entfernung). Der Ges.P-Ablaufwert wird von 1 auf $0,3 \text{ mg/L}$ reduziert (Ges.P-Entfernung: 71%) und somit zusätzlich ~8% der Ges.P-Zulauffracht in die Schlammlinie gebracht. Der Wirkungsgrad der Ges.P-Entfernung auf der Gesamtkläranlage steigt dadurch auf ~96,8%. Entsprechend der Überschussschlamm-Zusammensetzung wird im Sandfilter auch die Ges.N-Konzentration um $0,8 \text{ mg/L}$ reduziert und somit der Wirkungsgrad der Ges.N-Entfernung auf der Gesamtanlage von 80% auf 81,7% erhöht. Der Sandfilter (6 Einheiten) wurde auf Basis von Herstellerangaben sowie von Daten einer bestehenden Anlage in Österreich dimensioniert. Die Bettfließgeschwindigkeit wurde bei 12 m/h festgelegt. Bezogen auf den stündlichen maximalen Trockenwetterzufluss ergibt sich eine Fläche von 130 m^2 und bei einer Gesamthöhe von 6 m ein Beckenvolumen von insgesamt ~ 780 m^3 . Der Energieverbrauch für die Rückspülungen wurde mit $0,02 \text{ kWh/m}^3$ und die zusätzlich notwendige Förderhöhe mit 2 m angenommen. Der Schlamm wird gemeinsam mit Primärschlamm und Überschussschlamm maschinell eingedickt und in die Faulung gefördert.

Tabelle 10. Charakterisierung der Wasserlinie der Modellkläranlage_Zukunft (Auslastfall).

Parameter	Modell_Zukunft	Einheit
CSB-Bilanz		
CSB-Zulauf-Kläranlage	120	g CSB/(EW.d)
CSB-Primärschlamm	54,0	g CSB/(EW.d)
CSB-Ablauf-Vorklärung	66,0	g CSB/(EW.d)
CSB-Kondensate Schlamm Trocknung	0,3	g CSB/(EW.d)
CSB-Zulauf-Belebungsbecken	66,3	g CSB/(EW.d)
CSB-Überschussschlamm***	25,2	g CSB/(EW.d)
CSB-veratmet (CSB _{ovc})	36,8	g CSB/(EW.d)
CSB-Ablauf-Nachklärung	7,0	g CSB/(EW.d)
CSB-Ablauf-Kläranlage	4,5	g CSB/(EW.d)
Ges.N-Bilanz		
Ges.N Zulauf-Kläranlage	9,0	g N/(EW.d)
Ges.N Ablauf-Vorklärung	7,8	g N/(EW.d)
Ges.N Zentrat Schlamm entwässerung	0,2	g N/(EW.d)
Ges.N Kondensate aus Schlamm Trocknung	0,09	g N/(EW.d)
Ges.N Zulauf-Belebungsbecken	8,1	g N/(EW.d)
Ges.N in ÜS-Schlamm	1,3	g N/(EW.d)
Ges.N-nitrifiziert	6,7	g N/(EW.d)
Ges.N-denitrifiziert	4,9	g N/(EW.d)
Ges.N-Ablauf Nachklärung	1,8	g N/(EW.d)
Ges.N-Ablauf Kläranlage	1,7	g N/(EW.d)
Ges.P-Bilanz		
Ges.P-Zulauf-Kläranlage	1,8	g P/(EW.d)
Ges.P-Ablauf Vorklärung	1,44	g P/(EW.d)
Ges.P-Zentrat	0,04	g P/(EW.d)
Ges.P Zulauf-Belebungsbecken	1,5	g P/(EW.d)
Ges.P-ÜS-Schlamm (biol.+chem. geb.)	1,3	g P/(EW.d)
Ges.P-chemisch gebunden	0,5	g P/(EW.d)
Ges.P-Ablauf Nachklärung	0,2	g P/(EW.d)
Ges.P-Ablauf Kläranlage	0,06	g P/(EW.d)
Reinigungsleistung		
CSB-Wirkungsgrad	96,3 (94,2)*	%
Ges.N-Wirkungsgrad	81,7 (80)*	%
Ges.P-Wirkungsgrad	96,8 (88,9)*	%
P-Ablaufkonzentration	0,3	mg/L
Faulung		
CSB-Abbau-Faulung	61	%
oTS-Abbau-Faulung	56	%
TS-Abbau-Faulung	42	%
CSB-Methan	46,9	g CSB/(EW.d)
Methanproduktion	16,4	L _{i.N.} ** CH ₄ /(EW.d)
Biogasproduktion	27,4	L _{i.N.} /(EW.d)

*) Vor dem Sandfilter; **) L_{i.N.} = Liter in Normzustand; *** inkl. Schlamm aus dem Sandfilter.

Tabelle 11. Charakterisierung der Schlammlinie der Modell-Kläranlage_Zukunft (Auslastungsfall).

Parameter	Modell_Zukunft	Einheit
Primärschlamm (eingedickt)		
CSB	43,2	g CSB/(EW.d)
TS	38,4	g TS/(EW.d)
oTS	30,9	g oTS/(EW.d)
Ges.N/CSB	0,022	-
Ges.P/CSB	0,007	-
TS-Gehalt nach mechanischer Eindickung	8,0%	%
Primärschlammanfall eingedickt	0,48	kg/(EW.d)
Überschussschlamm (eingedickt)		
CSB	22,4	g CSB/(EW.d)
TS	25,0	g TS/(EW.d)
oTS	15,5	g oTS/(EW.d)
Ges.N/CSB	0,060	-
Ges.P/CSB	0,057	-
TS-Gehalt nach mechanischer Eindickung	8,0%	%
Überschussschlammanfall eingedickt	0,31	kg/(EW.d)
Schlamm aus Sandfilter		
CSB (=TS)	2,5	g CSB/(EW.d)
Ges.N	0,15	g N/(EW.d)
Ges.P	0,14	g P/(EW.d)
TS-Gehalt nach mechanischer Eindickung	8,0%	%
Schlammanfall eingedickt	0,03	kg/(EW.d)
Faulschlamm		
CSB	30,5	g CSB/(EW.d)
TS	38,1	g TS/(EW.d)
oTS	21,0	g oTS/(EW.d)
Ges.N/CSB	0,042	-
Ges.P/CSB	0,044	-
TS-Gehalt nach mechanischer Eindickung	4,6%	%
Faulschlammanfall	0,82	kg/(EW.d)
Struvit-Fällung		
Ges.P in Struvit	0,16	g P/(EW.d)
Ges. N in Struvit	0,07	g N/(EW.d)
Zentrat		
Ges.N Zulauf Deammonifikation	1,0	g N/(EW.d)
Ges.N Ablauf Deammonifikation	0,15	g N/(EW.d)
NH ₄ -N Ablauf Deammonifikation	0,10	g N/(EW.d)
Ges.P	0,04	g P/(EW.d)
Entwässerter Schlamm		
TS-Schlamm entw. (27%TS)	38,1	g TS/(EW.d)
Ges.N	1,57	g N/(EW.d)
Ges.P	1,58	g P/(EW.d)
Ges.P Rückgewinnung aus den Aschen	1,55	g P/(EW.d)

Tabelle 12. Dimensionierung der Becken der Modellkläranlage_Zukunft (Auslegungsfall).

Becken/Behälter	Modell_Zukunft [m ³]
Vorklärung	126
Belebungsbecken (aerob + anoxisch)	9.253
Nachklärung	6.188
Sandfilter	781
Faulung	3.214
Struvit-Fällung	27
Primärschlamm-Eindicker	355
Faulschlamm-Stapelbehälter	321
Zentratbehandlung	150
P-Rückgewinnung aus Klärschlammaschen*	23

* nicht am Kläranlagegelände.

Tabelle 13. CSB-Fraktionierung und Überschussschlammanfall nach DWA-A 131 (Auslegungsfall).

Parameter	Modell_Zukunft	Einheit
CSB und TS Zulauf Belebungsbecken		
$S_{CSB, ZB}$	216	mg CSB/L
$S_{CSB, abb, ZB}$	200	mg CSB/L
$S_{CSB, la, ZB}$	40	mg CSB/L
$S_{CSB, inert, ZB}$	17	mg CSB/L
$X_{CSB, ZB}$	115	mg CSB/L
$X_{CSB, abb, ZB}$	81	mg CSB/L
$X_{CSB, inert, ZB}$	35	mg CSB/L
$X_{TS, ZB}$	90	mg TS/L
$X_{anorgTS, ZB}$	18	mg TS/L
Überschussschlamm		
$X_{CSB, BM}$	53	mg CSB/L
$X_{CSB, inert, BM}$	24	mg CSB/L
$X_{CSB, ÜS}$	112	mg CSB/L
$ÜS_{d, c}$	102	kg TS/d
$ÜS_{d, p}$	23	kg TS/d
$ÜS_d$	125	kg TS/d
$CSB_{ÜS}/\eta_{CSB}$	0,38	-
N in Überschussschlamm		
$X_{orgN, inert}$	26	mg N/L
$X_{orgN, BM}$	1,8	mg N/L
$X_{orgN, ÜS}$	3,7	mg N/L
$X_{orgN, ÜS}/X_{CSB, ÜS}$	5,5	-
$S_{NO3, D}$	0,049	mg N/L

Schlammmeindickung und Faulung: Im Modell_Zukunft werden der Primärschlamm und der Überschussschlamm gemeinsam mittels Dekanter auf 8% TS eingedickt. Um die Zentratqualität (niedriger Feststoffgehalt) zu erhöhen, wurde eine Polymerzugabe von 1 g Wirkstoff/ kg TS vorgesehen (Ludwig, 2019). Der geschätzte Energieverbrauch von 0,57 kWh/m³ wurde von Herstellerangaben

abgeleitet. Vor der Eindickungszentrifuge ist ein Stapelbecken für den Primär- und Überschussschlamm vorgesehen.

Durch den höheren TS-Gehalt steigt die NH_4 -Konzentration im Faulschlamm von ~900 auf ~1700 mg/L. Eine Adaptierung der anaeroben Biozönose soll bei dieser Konzentration möglich sein (Jahn et al., 2016). Die etwas höhere Fracht an abgebautem CSB (mehr CSB zur Faulung durch Mikrosiebung) leistet auch einen zusätzlichen (geringeren) Beitrag zur Erhöhung der NH_4 -N-Konzentration im Faulturm. Die Abbaugrade im Faulturm liegen bei 61% für CSB, 56% für oTS und 42% für TS. Der TS-Gehalt im Faulturm beträgt 4,6%.

Aufgrund der vermehrten biologischen Aufnahme von Phosphat beim AGS-Verfahren und der entsprechenden Reduktion an Fällmitteldosierung, wird im Faulturm mehr Phosphat frei. Die Konzentration steigt von ~70 PO_4 -P mg/L (Kläranlage_Ist) auf 430 PO_4 -P mg/L (Transferkoeffizient für GesP: 20% im Schlammwasser, 80% im Schlamm, entsprechend Daten von Egle et al., 2016).

Struvit-Fällung: Unter den P-Rückgewinnungsverfahren, die in der Schlammlinie Einsatz finden, wurde die Struvitfällung direkt im Faulschlamm in Anlehnung an das AirPrex-Verfahren ausgewählt. Die Fällung im Schlamm wurde gegenüber jener im Zentrat vorgezogen, weil sich dadurch weitere betriebliche Vorteile für die Kläranlage ergeben, wie die Vermeidung von Struvitablagerungen in Schlammrohrleitungen sowie die Reduktion der Phosphatkonzentration im Schlamm, welche ein Problem für die Entwässerung darstellen kann. Es wurde hier auf einen Schlammaufschluss vor der Faulung verzichtet, da durch die hohe Schlammverweilzeit im Faulturm bereits gewährleistet wird, dass ein weitergehender Abbau der Schlammbiomasse mit Freisetzung des biologisch gebunden Phosphats erzielt wird. Unter diesen Bedingungen bringen Aufschlussverfahren nur mehr einen geringen zusätzlichen oTS-Abbau, wie auch in der Literatur belegt ist (Seiler & Pöpel, 1998; Parravicini et al., 2004). Demgegenüber steht der relativ hohe Ressourcenverbrauch (Energie, Chemikalien) für den Aufschluss, welcher den Ansätzen zur Ressourcenschonung der Kläranlage_Zukunft widerspricht.

Da das AirPrex-Verfahren bereits großtechnisch implementiert ist, lag eine relativ gute Datenbasis vor, um das Verfahren in die Modellanlage zu implementieren.

Der ausgefaulte Schlamm wird in einem separaten AirLift-Reaktor mit Magnesiumchlorid ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) versetzt, um die Bildung von Struvit zu erzielen. Davor wird der pH-Wert durch Belüftung mit Luft auf 7,8-8 angehoben (CO_2 -Strippung). In Anlehnung an Kraus et al. (2019) und Stumpf et al. (2008), wurde davon ausgegangen, dass 90% des Phosphats gefällt wird. Durch Sedimentation im kegelförmigen Reaktorboden können lediglich 50% des gebildeten Struvits aus dem Faulschlamm gewonnen werden (Remy und Jossa, 2015). Die Annahmen orientieren sich an den AirPrex-Anlagen in Mönchengladbach (DE), Wassmannsdorf (DE) und Amsterdam-West (die Niederlande). Somit ergibt sich eine Rückgewinnungsquote von 45% bezogen auf das im Faulschlamm gelöste Phosphat und von 9% bezogen auf den Ges.P im Zulauf der Kläranlage. Magnesiumchlorid wird überproportional mit dem Molverhältnis von 1,8:1 zum gelösten Phosphat dosiert (Egle et al., 2016).

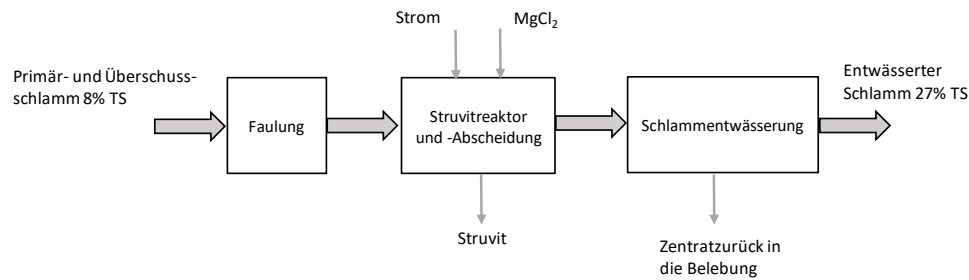
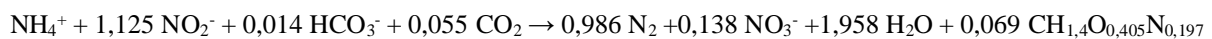


Abbildung 10. Schematische Darstellung der Integration der Struvitfällung in die Schlammlinie.

Der Energieverbrauch der Anlage (inkl. Belüftung) wurde ebenfalls von Egle et al. (2016) abgeleitet: 7,5 kWh/kg $P_{\text{gefällt}}$ bzw. 15 kWh/kg P_{recycelt} . Dieser Wert liegt höher als die Annahme 10 kWh/kg P_{recycelt} in Remy und Jossa (2015). Erstere wurde trotzdem gewählt, um das „worst case“ Szenario darzustellen. Hinsichtlich der Schlammwässerung und des dafür notwendigen Polymerbedarfs wurden keine Verbesserungen einberechnet, weil bei der Referenzkläranlage Kläranlage_Ist ohne Bio-P der Phosphatgehalt im Schlammwasser gering war (70 mgP/L) und durch die Struvit-Fällung eine vergleichbare Konzentration auch in Kläranlage_Zukunft erreicht wird (52 mgP/L).

Zentrats-Behandlung im Nebenstrom: Das stickstoffreiche Zentrats, das bei der Schlammwässerung anfällt, wird einer Behandlung über Deammonifikation unterzogen, bevor sie in die biologische Stufe zurückgeführt wird. Beim ausgewählten Deammonifikations-Verfahren finden Nitrifikation und Deammonifikation zeitversetzt in einem SBR-Becken statt. Für die Auslegung des Beckens wurde auf Erfahrungen in der Praxis zurückgegriffen (hydraulische Verweilzeit von zwei Tagen entsprechend Baumgartner et al., 2018). Der Sauerstofftrag der Druckbelüftung unter Betriebsbedingungen wurde mit 2,7 kgO₂/kWh höher als im Belebungsbecken angesetzt, weil die Belüftungseffizienz im Zentrats (α -Wert = 0,75) höher als im Belebungsbecken liegt (Ludwig et al., 2015; Baumgartner et al., 2016). Bei der Berechnung wurde eine O₂-Konzentration von 1,5 mg/L und eine Temperatur von 30°C angenommen. Auf Basis von eigenen Erfahrungen im Labormaßstab, die sich mit Literaturangaben gut abdecken (Lackner et al., 2014), wurde die NH₄-Entfernung bei 90% und die Stickstoffentfernung bei 85% festgelegt. Für die Berechnung des Sauerstoff-Verbrauches der Nitrifikation sowie der produzierten Nitratfracht wurde die stöchiometrische Gleichung von Lotti et al. (2104), optimiert durch eigene Massen- und Ionenbilanzen (Prof. Svoldal, TU Wien), verwendet:



In einer zweiten Variante wurde an Stelle der Druckbelüftung die MABR-Technologie eingesetzt. Dafür wurden 2 Kassetten mit je 48 Membranmodule verwendet (Suez, Water Technologies & Solutions). Die oberflächenspezifische Stickstoffabbauleistung wurde im Rahmen von eigenen Laboruntersuchungen ermittelt und betrug 23 g NH₄-N/(m².d) (Parravicini et al., 2018). Der Energieverbrauch der Membranbelüftung wurde auf Basis von Erfahrungen im halb- und großtechnischen Maßstab auf kommunalen Kläranlagen geschätzt (Côte et al., 2015). Demnach beträgt der Sauerstofftrag bei Betriebsbedingungen 5 gO₂/kWh. Dieser Wert gilt jedoch für den Betrieb in der Hauptstromlinie, Erfahrungswerte für die Nebenstrombehandlung wurden noch nicht veröffentlicht. Das Beckenvolumen für die Zentratsbehandlung wurde gleichgehalten, weil davon ausgegangen wurde, dass nur der Nitrifikationsprozess auf den Membranen stattfindet, während der Anammoxprozess nach wie vor in der

suspendierten Biomasse abläuft. Die Ergebnisse für diese Varianten werden gesondert im Kapitel 6.5 diskutiert.

Tabelle 14. Energieverbrauch der einzelne Reinigungsschritte der Modellkläranlage_Zukunft (Auslastungsfall).

Parameter	Modell_Zukunft [kWh/(EW.a)]
Strombedarf Rechen und Fett-/Sandfang	0,50
Strombedarf Mikrosiebung	1,1
Strombedarf Nachklärung	0,63
Strombedarf Sandfilter	1,33
Strombedarf Infrastruktur	1,80
Strombedarf Sandfilter	0,88
Strombedarf Belüftung im Belebungsbecken	11,86
Strombedarf Belüftung Zentratbehandlung	0,25
Strombedarf Belüftung gesamt	12,1
Strombedarf Rührwerke Belebung	0,81
Strombedarf Rührwerke Zentratbehandlung	0,01
Strombedarf Rührwerke in der Faulung	0,94
Strombedarf Rührwerke gesamt	1,76
Strombedarf Pumpe Zulauf	2,65
Strombedarf Pumpe Rücklaufschlamm	0,83
Strombedarf Pumpe int. Rezirkulation	0,33
Strombedarf Pumpe Faulraumumwälzung	0,22
Strombedarf Pumpen gesamt	4,03
Strombedarf Schlammverdickung (ÜS+PS)	1,12
Strombedarf Entwässerung Faulschlamm	0,40
Strombedarf Schlammbehandlung gesamt	1,51
Strombedarf gesamt	25,6
Stromgewinn aus Biogasnutzung in BHKW*	22,2
Wärmegewinn aus BHKW	26,3
Wärmebedarf Faulung	9,5
Stromgewinn/Strombedarf	86%
Strombedarf für die P-Rückgewinnung aus den Aschen	0,22

*) Stromproduktion aus Netto-Biogas abzüglich CH_4 -Verluste (BHKW-Schlupf, Schlammfalle, gelöstes Methan).

Tabelle 6 und Tabelle 11 ist zu entnehmen, dass die Ges.P-Fracht im entwässerten Schlamm der Modellkläranlagen vergleichbar ist, obwohl bei der Kläranlage_Zukunft ein Teil des Phosphors als Struvit aus dem Faulschlamm ausgetragen wird. Das ergibt sich aus verschiedenen Gründen: 1) durch den zusätzlichen P-Rückhalt im Sandfang wird bei der Kläranlage_Zukunft mehr P in die Schlammlinie verfrachtet; 2) durch die Bio-P in der Belebung wird mehr Phosphor als Phosphat im Faulturm frei und kann nachher als Struvit gefällt werden; 3) durch die Struvitfällung im Faulschlamm wird weniger Phosphor mit dem Zentrat aus der Schlammentwässerung in die Belebung zurückgeführt und dafür verbleibt mehr im entwässerten Schlamm.

Energiebilanz: Entsprechend den berechneten CSB- und Ges.N-Massenbilanzen wurde der Energieverbrauch der einzelnen Komponenten der Kläranlage_Zukunft geschätzt (Tabelle 14). Der Gesamtverbrauch der Kläranlage beträgt 25,6 kWh/(EW.a). Die höhere eigene Stromproduktion ermöglicht ~86% des Strombedarfs abzudecken. Der Strombedarf für die P-Rückgewinnung aus den Aschen von geschätzten 0,22 kWh/(EW.a) wurde bei der Betrachtung nicht herangezogen. Der Wärmeüberschuss aus dem BHKW steigt wegen der erhöhten Biogasproduktion und des niedrigeren Wärmebedarfs bei der Schlammerwärmung (bessere Eindickung) und steht als Niedertemperaturwärmequelle zur Verfügung.

P-Rückgewinnung aus den Aschen: Die P-Rückgewinnung findet nicht direkt am Kläranlagengelände statt, sondern zentral in einer größeren Anlage, wo auch der restliche Aschenanfall der Schlamm-Monoverbrennungsanlage für 30.000 t TS/a behandelt wird (siehe Kapitel 6). Die Anlage wurde daher für 12.000 t Klärschlammasche/a ausgelegt. Bei dieser Größe ergeben sich günstige Skalen-Effekte, die in der Kostenanalyse berücksichtigt wurden (Kraus et al., 2019). Die eingebrachte Trockensubstanz durch die Modellkläranlage entspricht ca. 5% der Kapazität der Monoverbrennungsanlage. Für die P-Rückgewinnung wurde das EcoPhos-Verfahren als Beispiel für Aschen-Leaching-Verfahren ausgewählt. Das Verfahren wird als reif für den großtechnischen Maßstab eingestuft (Egle et al., 2016b; Kraus et al., 2019) und es liegt eine gut dokumentierte Datenbasis aus Pilotversuchen vor. Das Verfahren der Firma EcoPhos dient der Herstellung von technischer Phosphorsäure aus hoch- oder minderwertigen Rohphosphaten („high grade“ bzw. „low grade“) sowie Klärschlammaschen. Eine großtechnische Anlage wurde bis lang noch nicht umgesetzt.

Die Herstellung von Phosphorsäure in technischer Qualität ist vorteilhaft, weil sie einen hohen Marktwert hat und verschiedene Anwendungsmöglichkeiten bietet (nicht nur Düngemittelindustrie). Es soll hier betont werden, dass der P-Rückgewinnungsmarkt jung und sehr dynamisch ist und somit gilt die Auswahl von EcoPhos nur als Beispiel für die Leaching-Verfahren aus den Aschen. Weitere Verfahren im Bereich der P-Säure Herstellung sind vom Verfahrensprinzip jedoch ähnlich, und bisherige Untersuchungen ergaben vergleichbare Energieverbräuche und Treibhausgasemissionen (Amann et al., 2018).

Beim EcoPhos-Verfahren werden die Klärschlammaschen mit technischer Phosphorsäure (~25%), die innerhalb des Prozesses recycelt wird, sowie unter Prozesswasserzugabe aufgeschlossen (Abbildung 11). Aufgrund der pH-Wert-Absenkung gehen Phosphor und (Schwer-)Metalle in unterschiedlichem Ausmaß in Lösung, wobei bei starker pH-Absenkung < 2 bis zu 98 % des Phosphors in die gelöste Form übergeführt wird (de Ruiter, 2015b). Nach dem Aschenaufschluss werden die verbleibenden festen Rückstände (P-arme Restasche) durch einen Filter von der Säurelösung abgeschieden. In einem weiteren Schritt wird die Säurelösung durch selektive mehrstufige Ionenaustauscher von Verunreinigungen wie

Ca, Mg, Fe, Al und Metallen gereinigt. Der Großteil der gereinigten Phosphorsäure (H_3PO_4) wird dann abgetrennt und wieder im Aufschlussprozess eingesetzt. Die überschüssige P-Säure wird schließlich auf die gewünschte Endkonzentration aufkonzentriert. Die Kationenaustauscher werden mit Salzsäure regeneriert, die entstehenden verschiedenen Chloridlösungen können zum Teil weiter verwertet werden (de Ruiter 2015a, 2015b). Nach den Angaben von EcoPhos entsteht bei dem Verfahren 62%ige Phosphorsäure.

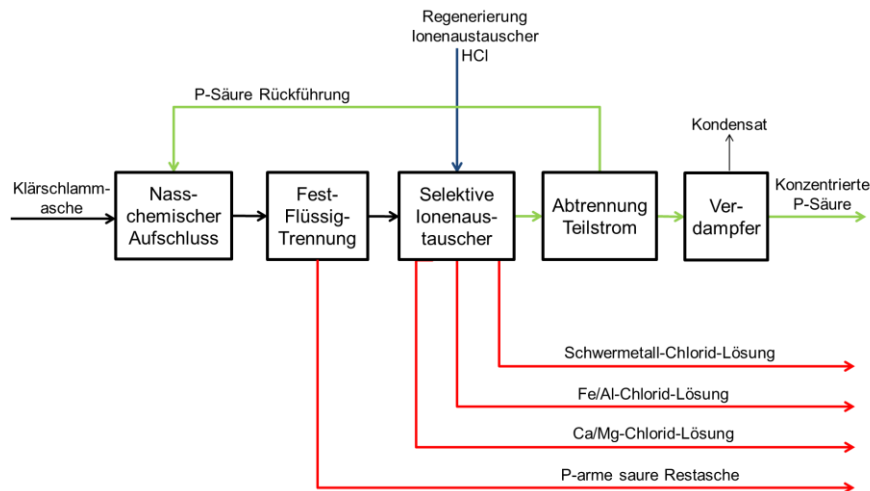


Abbildung 11. Schema EcoPhos®-Verfahren (Egle et al., 2016b).

Detaillierte Annahmen zum Ressourcenverbrauch sowie zu den gewonnenen Produkten sind in Kapitel 6.1.2.9 zu lesen. Der Volumenbedarf für den Prozess (Reaktoren und Chemikalienbehälter) kann anhand der wenigen Daten aus der Literatur nur grob geschätzt werden. Das stellt jedoch keinen großen Mangel für die allgemeine Betrachtung der Kläranlage_Zukunft dar, weil der Volumenbedarf für die Behandlung der Aschen aus den 100.000 EW im Vergleich zu den anderen Abwasserreinigungsschritten unbedeutend klein ist (geschätzt $\sim 23 \text{ m}^3$ nur für den Aschenanteil Kläranlage_Zukunft).

5.3 Diskussion und Vergleich der Modellkläranlagen

Die Implementierung der ressourcenschonenden Technologien und Verfahren in der Kläranlage_Zukunft generiert ein vielfältiges Optimierungspotential, welches mehrere Vorteile sowohl in der Bauphase als auch in der Betriebsphase der Kläranlage bietet. Als Erstes kann der geringere Bedarf an Beckenvolumen und somit an Platz- und Ressourcenverbrauch genannt werden (-29%). Wie Abbildung 12 zeigt, ist die Volumenreduktion in verschiedenen Reinigungsschritten sowohl in der Wasserlinie als auch in der Schlammlinie zu verzeichnen, wobei das größte Reduktionspotential in der Belebung und in der Faulung erzielt werden kann. Durch die Aufkonzentrierung der Schlämme auf 8% TS kann das Faulraumvolumen um 40 % reduziert werden. Die Reduktion der Belebungsbeckenkubatur (auch um ca. 40%) ist zum Teil auf die höhere TS-Konzentration des Belebtschlammes zurück zu führen (15% Volumenreduktion), zum anderen führt die Reduktion der CSB-Fracht im Zulauf der Belebung durch die Mikrosiebung sowie – im geringeren Ausmaß – die Verringerung des chemischen P-Schlammmanfalls durch das Bio-P-Verfahren zu einem verringerten Schlammanfall (25% Volumenreduktion). Die Einsparung an Beckenvolumen in der Vorklärung ist mit -9 L/EW ebenfalls nennenswert. Diese wird jedoch durch die Becken der neu hinzugefügten Reinigungsschritte (Sandfangs, Zentratbehandlung und Struvitfällung) kompensiert. Der Bedarf an Beckenvolumen für die

P-Rückgewinnung aus den Klärschlammmaschen (geschätzt 23 m³) wurde in dieser Betrachtung nicht herangezogen, weil diese nicht direkt am Kläranlagegelände stattfindet.

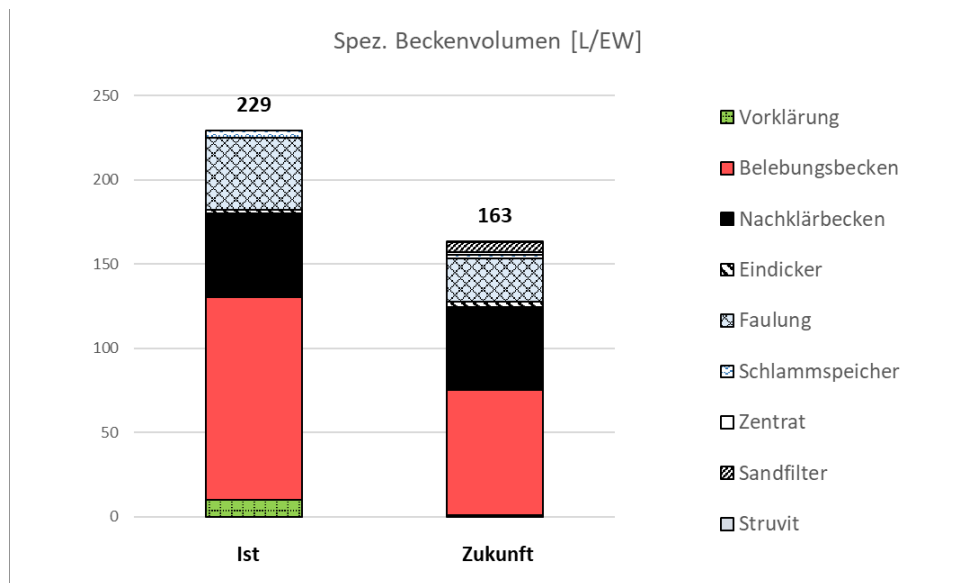


Abbildung 12. Bedarf an Beckenvolumen pro Einwohnerwert für die verschiedenen Reinigungsschritte der Wasser- bzw. Schlammlinie der Modellkläranlagen (exkl. Monoverbrennung und P-Rückgewinnung).

Auf Basis der Auslegung der Modellkläranlagen war es auch möglich, eine Abschätzung der Reduktion des Flächenbedarfs durchzuführen. Dabei wurden jedoch ausschließlich die Flächen der Becken/Behälter der Kläranlagen berücksichtigt (man kann davon ausgehen, dass die Fläche für die weitere Infrastruktur unverändert bleibt). Bei der Kläranlage_Ist lässt sich eine Gesamtfläche für die Becken von 4.644 m², für die Kläranlage_Zukunft 3.374 m², berechnen, was eine Reduktion von 27% darstellt.

Wesentlich vorteilhaft zeigt sich die Kläranlage_Zukunft auch im Betrieb, speziell was den Strombedarf betrifft. In Abbildung 13 wurde der spezifische Strombedarf der zwei Modellkläranlagen gegenübergestellt. Die Stromproduktion aus dem anfallenden Biogas wurde als negativer Wert aufgetragen (Gutschrift). Der Strombedarf für die P-Rückgewinnung aus den Aschen von 0,22 Wh/(EW.a) wurde in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt.

Die deutliche Reduktion des Netto-Strombedarfs (Bedarf minus Eigenproduktion) bei der Kläranlage_Zukunft ergibt sich sowohl aus der erhöhten Biogasproduktion (+ 5,7 kWh/(EW.a)) als auch aus der Reduktion des Strombedarfs für die Belüftung in der Belebungsstufe (-2,6 kWh/(EW.a)). Der niedrigere Strombedarf für die Belüftung der biologischen Stufe resultiert hauptsächlich daraus, dass weniger CSB im Belebungsbecken veratmet wird (weil mehr als Primärschlamm in die Faulung verfrachtet wird). Die (geringe) Stromeinsparung durch die Deammonifikation im Nebenstrom ergibt sich aus dem günstigeren Sauerstofftrag im Zentrat als im Belebungsbecken (-0,1 kWh/EW/a). Ob die Ammoniumfracht im Zentrat über Nitrifikation/Denitrifikation im Belebungsbecken oder über Nitritation/Anammox im Nebenstrom entfernt wird, verändert den Sauerstoffbedarf kaum (in beiden Fällen ~1,5 g O₂/g NO₃-N; Baumgartner et al., 2016). Durch die Optimierung des Rührwerkbetriebs und durch das kleinere Belebungsbeckenvolumen lassen sich weitere 1,8 kWh/(EW.a) Rührenergie einsparen.

Beim Gesamtstromverbrauch zeigt sich, dass bei Modell_Zukunft die zusätzlichen Aufwendungen für den Betrieb der Mikrosiebung, des Sandfilters, des Struvit-Reaktors und der Nebenstrom-Deammonifikation durch die Einsparungen bei der Belüftungs- und Rührerenergie in der Belebung ausgeglichen werden. Zusammenfassend, zeigt sich, dass die ressourcenschonende Kläranlage einen deutlich niedrigeren Anteil an Strom vom Netz beziehen muss, weil 86% des Strombedarfs durch die eigene Stromproduktion abgedeckt werden können. Bei der Kläranlage_Ist liegt das Verhältnis bei 62%.

Darüber hinaus erhöht sich der Wärmeüberschuss (Niederwärmtemperatur) der Kläranlage_Zukunft durch die Verringerung des Wärmebedarfs der Faulung und durch die erhöhte Biogasverwertung von 3,7 auf 16,8 kWh_{th}/(EW.a). Die Nutzung des Wärmeüberschusses wurde jedoch in der Ökobilanz nicht untersucht.

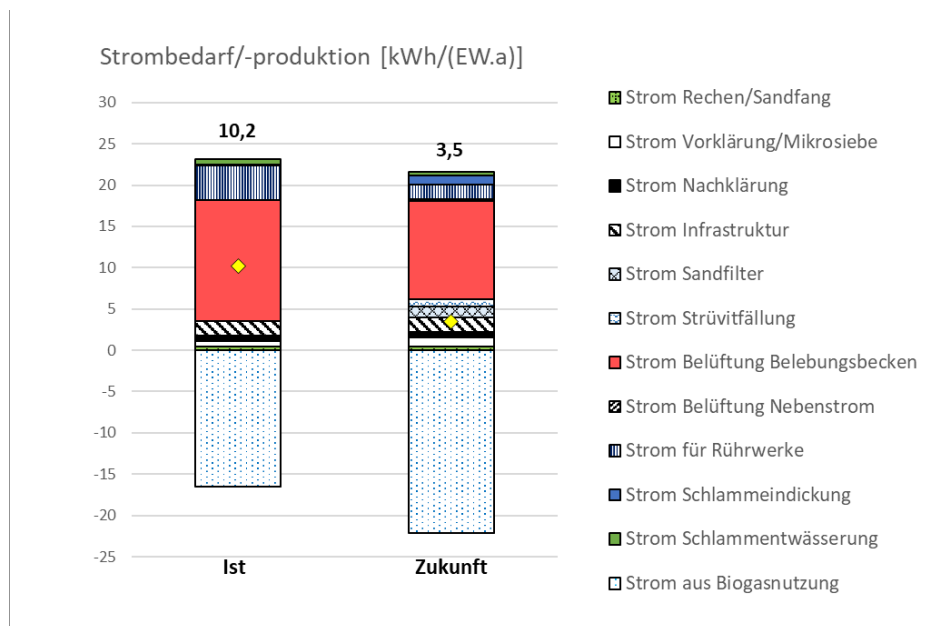


Abbildung 13. Strombedarf/-produktion pro Einwohnerwert und pro Jahr für die verschiedenen Reinigungsschritten der Modellkläranlagen (exkl. Monoverbrennung und P-Rückgewinnung). Die Zahlen über die Säulen sowie die gelbe Raute stellen den Netto-Strombedarf dar (Bedarf minus Eigenproduktion).

Die Analyse des Modells „Kläranlage_Zukunft“ ermöglicht bereits eine der wesentlichen Fragestellungen des Projektes zu beantworten: „Können die ausgewählten Technologien/Verfahren in einem kombinierten Ansatz auf einer kommunalen Kläranlage sinnvoll kombiniert werden?“ Diese Frage kann anhand der Massenbilanzen der Modellanlage positiv beantwortet werden. Nicht nur lassen sich die neuen Komponenten sinnvoll implementieren, sondern es können dadurch Synergien generiert und vorteilhaft genutzt werden.

Solange in der Belebung ausreichend CSB für eine weitgehende Denitrifikation vorliegt (die veratmete CSB-Fracht ist zumindest doppelt so groß wie die für die Denitrifikation benötigte CSB-Fracht), können Mikrosiebe vorteilhaft eingesetzt werden, um die Energiebilanz der Anlage zu optimieren. Die Kombination mit der Deammonifikation im Zentrat ist in diesem Kontext vorteilhaft, weil sie ermöglicht, den Bedarf an CSB für die heterotrophe Stickstoffentfernung im Hauptstrom zu reduzieren, weil im Nebenstrom die Stickstoffentfernung autotroph (ohne organisches CSB) erzielt wird. Ohne Deammonifikation im Trübwasser wäre bei der Kläranlage_Zukunft die CSB-Entfernung von 45% bei

der Mikrosiebung bereits grenzwertig und würde eine optimierte Belüftungsregelung, die das anoxische Volumen flexibel je nach Belastungsbedingungen maximiert, erfordern.

Eine weitere Synergie bietet die Kopplung des AGS-Verfahrens mit den P-Rückgewinnungsverfahren. Durch die vermehrte biologische P-Entfernung wird im Faulturn mehr Phosphat frei und kann danach als Struvit gefällt werden (18% der P-Zulaufkraft). Darüber hinaus, können die höheren PO_4^{3-}P - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen, die in den volumensparenden Falltürmen der Kläranlage_Zukunft vorliegen, den Struvit-Fällungsprozess sowie die Prozessstabilität der Nitrifikation bzw. Deammonifikation im Nebenstrom begünstigen. Wenn auch nur ca. die Hälfte des Struvits vom Faulschlamm durch Sedimentation abgetrennt werden kann, bleibt der Rest im entwässerten Schlamm bzw. in den Schlammaschen nach der Verbrennung und kann später als Phosphorsäure zurückgewonnen werden. Durch den Bio-P ist es auch möglich, die Dosierung von FeCl_3 (oder von anderen Eisen bzw. Aluminium haltigen Fällmitteln) in der Wasserlinie zu reduzieren, was sich vorteilhaft bei der P-Rücklösung aus den Aschen (ähnlich wie in Böden) auswirkt (Hinsinger, 2001).

Auch der Einsatz des Sandfilters bringt Vorteile in vielseitiger Hinsicht. Neben der Funktion als Polzeifilter im Falle von erhöhten Feststoffkonzentrationen im Ablauf des Nachklärbeckens, die aus dem AGS-Belegungsverfahren hervorgerufen werden können, kann durch den Rückhalt von geschätzt weiteren 8% der P-Fracht im Rohabwasser die P-Rückgewinnungsquote noch weiter erhöht werden (von 87 auf 95%).

Bezüglich des Verbrauchs von Betriebsmitteln am Kläranlagegelände soll jedoch, neben der Reduktion von FeCl_3 , der deutlich erhöhte Bedarf an Polyelektrolyten bei der Mikrosiebung sowie bei der Schlammeindickung nicht verheimlicht werden (von 0,2 auf 0,36 kg AS/(EW.a)). Außerdem, muss Magnesiumchlorid für die Struvitfällung dosiert werden.

Zusammenfassend, können beim Vergleich der Modellkläranlagen signifikante Einsparungspotentiale bei Ressourcen (Baumaterial, Fällmittel und Strom) sowie beim Flächenbedarf bei der Kläranlage_Zukunft identifiziert werden. Ob diese Verbesserungen auch ökologisch und ökonomisch betrachtet weiterhin positiv bewerten werden können, wird Thema von Kapitel 6 und 7 sein.

5.4 Ergebnisse der Simulation

Um die Funktionstüchtigkeit der Modellkläranlagen auch unter dynamischen Bedingungen zu überprüfen, wurden die Modellkläranlagen mit der Software SIMBA 3.2 modelliert und simuliert. Da echte Betriebsdaten zur Kalibration der Modellkläranlagen fehlten, wurden die Schwankungen der Zulaufkraften mit einem für große kommunalen Kläranlagen üblichen Belastungstagesgang modelliert (hohes Tagesplateau und tief in den späten Nachtstunden). Die Simulation erfolgte in der Variante „Auslastung“. Die Abbildung der biologischen Prozesse wurde mit einer optimierten Version des Activated Sludge Model Nr. 1 (ASM1, Henze et al., 2000) durchgeführt. Das optimierte Modell wurde in den letzten Jahren am Institut von Prof. Karl Svardal entwickelt und bereits für die Simulation zahlreicher österreichischen Kläranlagen verwendet. Die Optimierungen betreffen vorwiegend die Implementierung des Parameters Nitrit, das im ASM1-Modell nicht berücksichtigt wird. Die CSB- und Stickstoff-Fraktionierung des Zulaufabwassers erfolgte über die Eingabeoptionen der Software SIMBA und entsprechend den in Kapitel 5.1 und 5.2 festgelegten Zulaufbeschaffenheiten.

Mit dem optimierten ASM1-Modell konnten die CSB- und Ges.N-Bilanzen der Modellkläranlagen überprüft werden, die Ges.P-Bilanz jedoch nicht. Die chemische Phosphatfällung wird vom ASM1-Modell nicht abgebildet, hauptsächlich weil die viel schnellere Kinetik der Fällungsreaktionen im Vergleich zu den biologischen Prozessen einen deutlich höheren Berechnungsaufwand und somit eine deutlich längere Simulationsdauer verursachen würde. Dieser Aspekt stellt jedoch keinen Nachteil dar, weil die Phosphorbilanz der Modellkläranlagen ohnehin über die Stoffflussanalyse auf Plausibilität geprüft wurde.

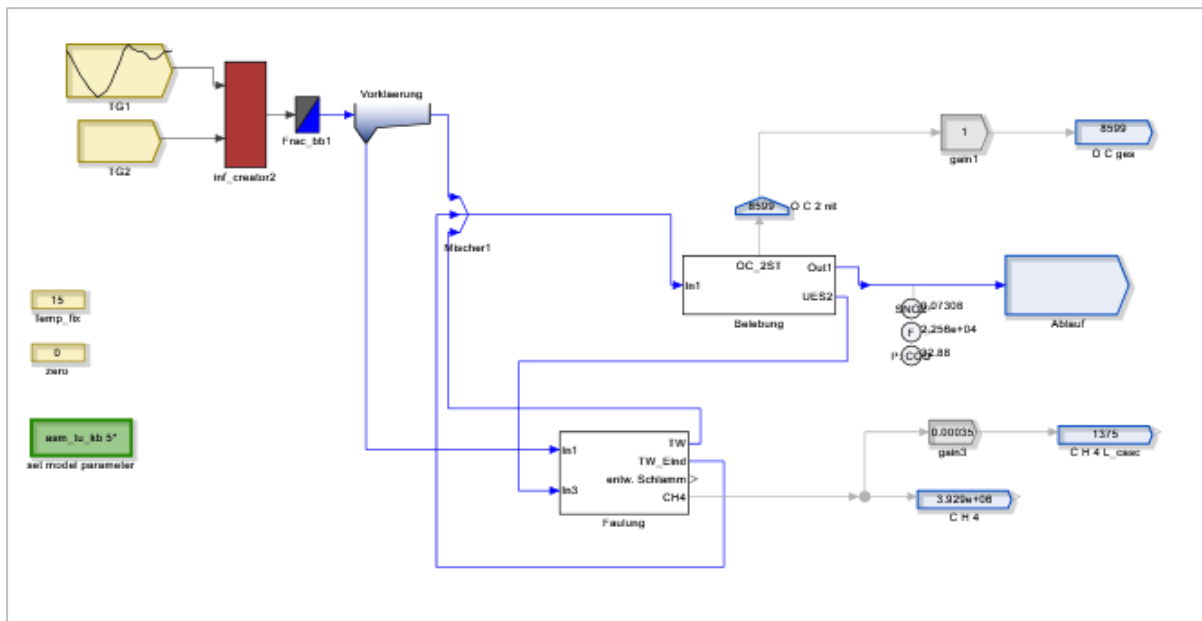


Abbildung 14. Darstellung des Simulationsmodells Kläranlage_Ist, bestehend aus den Blöcken „Vorklärung“, „Belebung“ und „Faulung“.

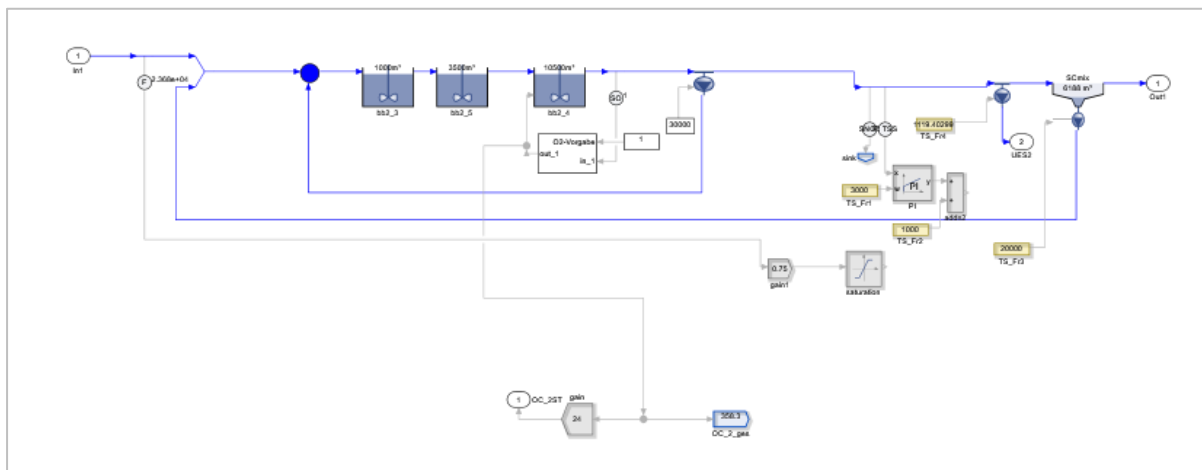


Abbildung 15. Detailansicht des Blocks „Belebung“ der Kläranlage_Ist.

Abbildung 14 und Abbildung 15 zeigen das SIMBA-Modell der konventionellen Kläranlagen, mit Vorklärung, Belebung und Faulung. Alle Beckenvolumina und Spezifikationen der Modellkläranlage wurden in SIMBA implementiert. Der Block „Belebung“ wurde der Einfachheit halber als vorgeschaltete Denitrifikation ausgeführt, mit zwei Denitrifikationsbecken und einem kontinuierlich belüfteten Becken.

Die Ergebnisse der Simulation zeigten (Tabelle 15), dass die angenommenen CSB- und N-Frachten im Zulauf und Ablauf der Belebung (Kapitel 5.1) gut reproduziert werden konnten. Die Ablaufwerte sind Abbildung 16 zu entnehmen.

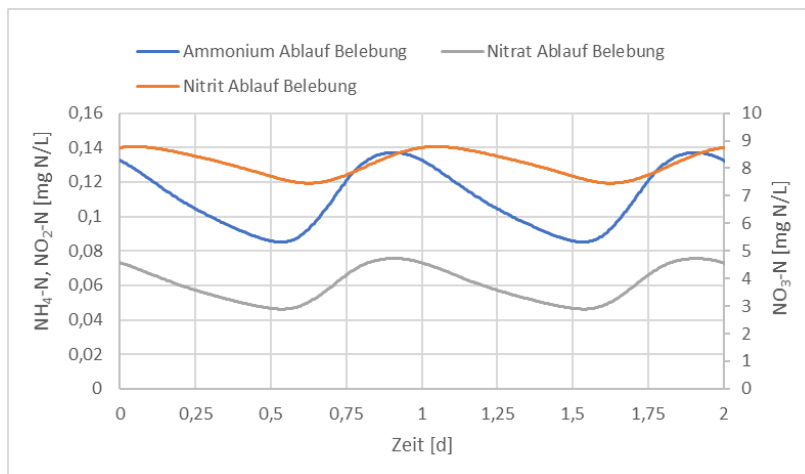


Abbildung 16. Simulierte Ablaufkonzentrationen für CSB, NH₄-N und NO₃-N, Kläranlage_Zukunft.

Tabelle 15. Berechnete (gerundete) für ausgewählte CSB- und N-Frachten (Tagesmittelwerte) aus der statischen Bilanz und aus der dynamischen Simulation für beide Modellkläranlagen.

Parameter [kg/d]	Modell_Ist statische Bilanz	Modell_Ist dynamische Simulation	Modell_Zukunft statische Bilanz	Modell_Zukunft dynamische Simulation
CSB-Zulauf Fracht	12000	12000	12000	12000
CSB-Fracht Ablauf Vorklärung	8400	8440	6600	6700
CSB-Fracht Primärschlamm	3600	3560	5400	5300
CB-Fracht Ablauf Belebung	700	660	700	665
CSB-Fracht Überschussschlamm	3000	3250	2250	2500
CSB-Fracht entw. Schlamm	3050	3090	3045	3990
CSB-Fracht Methan	3500	3480	4690	4490
Ges. N-Zulauf Fracht	900	900	900	900
Ges. N-Fracht Ablauf Vorklärung	810	800	785	780
Ges. N-Fracht Primärschlamm	90	100	115	120
Ges. N-Fracht Ablauf Belebung	180	166	180	156
Ges. N-Fracht Überschussschlamm	180	195	135	155
Ges. N-Fracht Trübwasser	110	125	110	120
Ges. N-Fracht Ablauf Deammonifikation	-	-	15	18
Sauerstoffzufuhr (OC)	7820	7545	6380	6110

Bei der Kläranlage_Zukunft wurde die höhere CSB-Entfernung durch die Mikrosiebe (45%) sowohl durch eine höhere hydraulische Verweilzeit in einem fiktiven Vorklärbecken als auch mit einem Korrekturfaktor bei der CSB-Entfernung erzielt. Die Belebung und Faulung wurden entsprechend der kleineren Kubaturen angepasst. Die Stöchiometrie der Trübwasserbehandlung über Nitritation und Anammox wurde mit einem Konverterblock implementiert. Wie oben bereits erklärt, wurde die Phosphorrückgewinnung (Struvit-Fällung und Phosphorrückgewinnung aus den Aschen) in SIMBA nicht modelliert, sondern ausschließlich über die Stoffflussbilanzen überprüft. Die Ergebnisse der

Simulation für die Kläranlage_Zukunft sind Tabelle 15 und Abbildung 18 dargestellt. Auch hier zeigte sich eine gute Übereinstimmung zwischen den statischen Massenbilanzen (Excel-Blatt nach DWA A-131, 2016) und den Tagesmittelwerten der dynamischen Simulation.

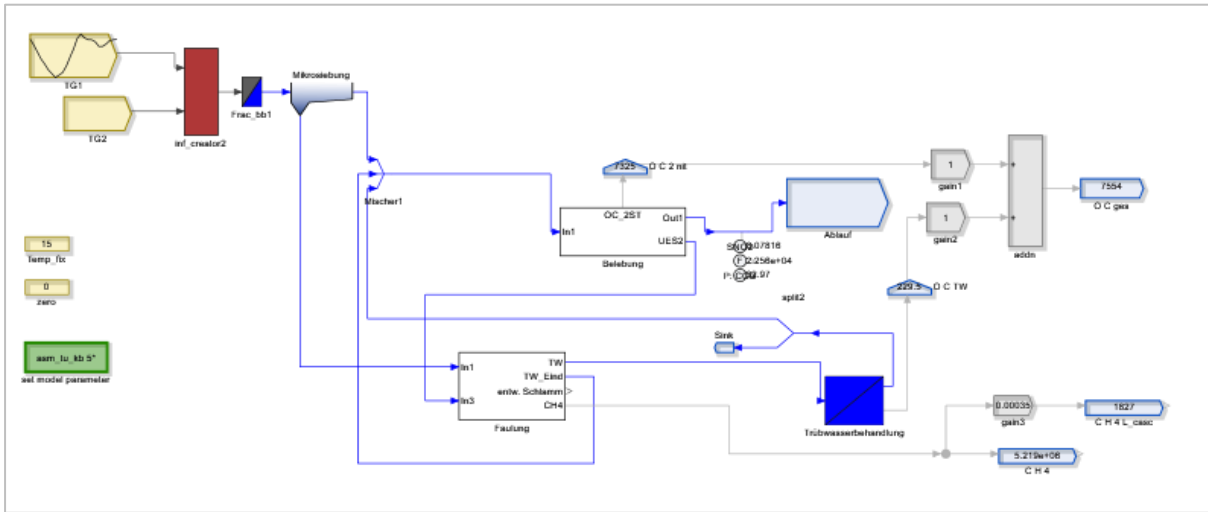


Abbildung 17. Darstellung des Simulationsmodells Kläranlage_Zukunft, bestehend aus den Blöcken „Vorklärung“, „Belebung“ und „Faulung“.

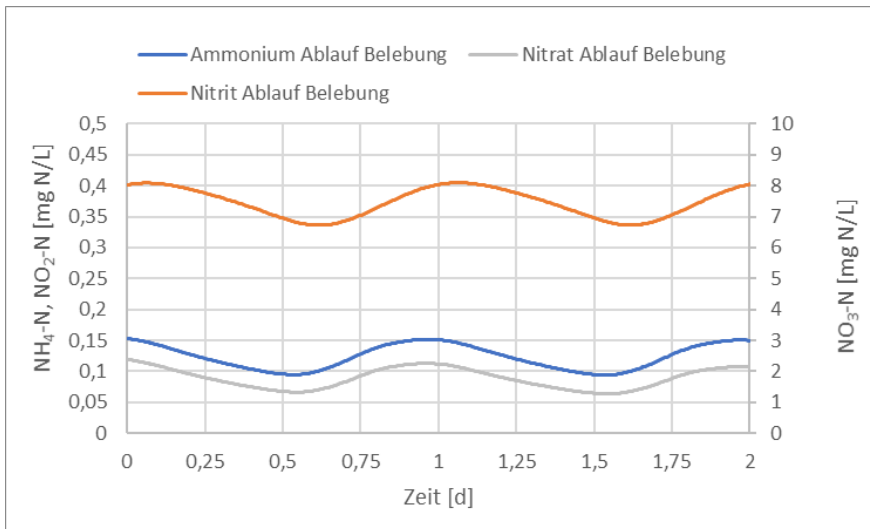


Abbildung 18. Simulierte Ablaufkonzentrationen für CSB, NH₄-N und NO₃-N, Kläranlage_Zukunft.

6 Ökobilanz

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Sachbilanz sowie der Wirkungsabschätzung präsentiert. Die Festlegung der funktionellen Einheit, der Systemgrenze und der Wirkungskategorien wurde bereits in Kapiteln 4.3.1 und 4.3.2 behandelt. Die schematische Darstellung der bilanzierten Systeme für die konventionelle und für die ressourcenschonende Kläranlage sind Abbildung 19 und Abbildung 20 zu entnehmen. Innerhalb der Bilanzgrenze liegen, gemeinsam mit den Prozessen der Kläranlage und der Monoverbrennung, die Versorgungsprozesse für die Herstellung der Güter, für den Bau und den Betrieb der Anlagen. Darüber hinaus werden die Gutschriften aus der Substitution von Strom, P-/N-Dünger (Struvit), Phosphorsäure (H_3PO_4) und den anderen Nebenprodukten miteinbezogen. Die Abfallentsorgung (Deponierung) liegt auch noch in der Bilanzgrenze, weil diese als Prozess (allerdings ohne Output) betrachtet wird. Ausgehend aus den Prozessen werden Emissionen in den drei Kompartimenten Hydrosphäre (Vorfluter der Kläranlage), Atmosphäre und landwirtschaftlicher Boden berücksichtigt.

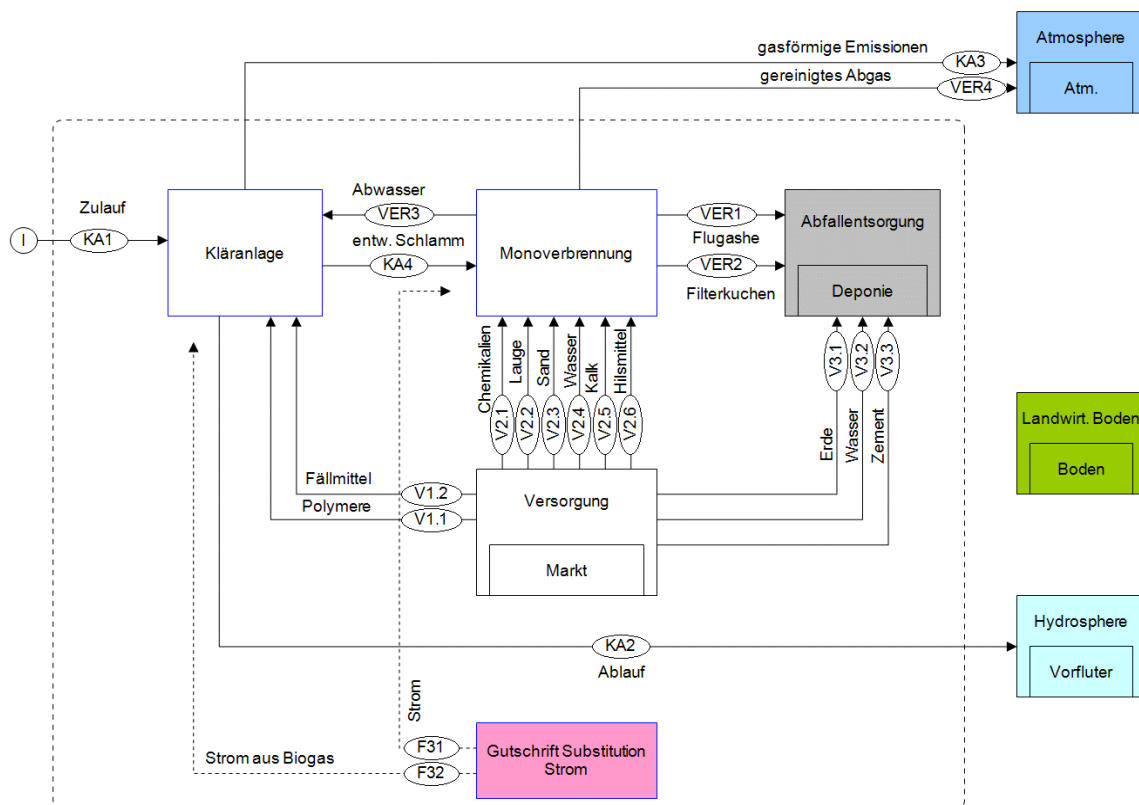


Abbildung 19. Schema der Stoffflussanalyse mit STAN für das Kläranlage_Ist mit Mono-Verbrennung des entwässerten Faulschlammes.

Neben dem Ausstoß des gereinigten Rauchgases soll auch die direkte Emission in die Atmosphäre der klimarelevanten Gase Lachgas, Methan sowie fossilem CO_2 , die im Zuge der Abwasserreinigung entstehen, bewertet werden, weil diese speziell für die Wirkungskategorie „Treibhausgaspotential“ signifikant sind (siehe Kapitel 6.1.2.2 bis 6.1.2.4). Die Emissionen in die Hydrosphäre beinhalten nicht nur die abwassertechnischen Parameter CSB, Ges.N und Ges.P, sondern auch die (Schwer)-Metallfrachten, die über das Programm STAN bilanziert wurden (siehe Transferkoeffizienten Tabelle 18 und Tabelle 19). Die Emissionen in das Kompartiment „landwirtschaftlicher Boden“ werden ausschließlich in der Bilanz für Kläranlage_Zukunft modelliert, bei der Struvit an Stelle von P-/N-

Mineraldünger aufgebracht wird. Die zurückgewonnene Phosphorsäure wurde nicht mit ihrer potentiellen Nutzung in der Düngemittelproduktion bewertet, sondern als technische Phosphorsäure am „Markt“ verkauft.

Es soll jedoch klargestellt werden, dass die in Abbildung 19 und Abbildung 20 dargestellten Systemgrenzen und Massenflüsse lediglich die Sachbilanz der Ökobilanz darstellen (einfacher ausgedrückt, die Input-Datenbasis für die Ökobilanz). Über die Wirkungsabschätzung werden jedoch die genannten Prozesse/Kompartiment je nach Wirkungskategorie und Methoden vielseitig miteinander vernetzt bzw. auch andere Kompartiment (menschliche Gesundheit) in die Bewertung miteinbezogen. Zum Beispiel verursacht die Emission von Stickstoffoxiden aus der Monoverbrennung in der Kategorie „terrestrische Versauerung“ Auswirkungen auf den Boden.

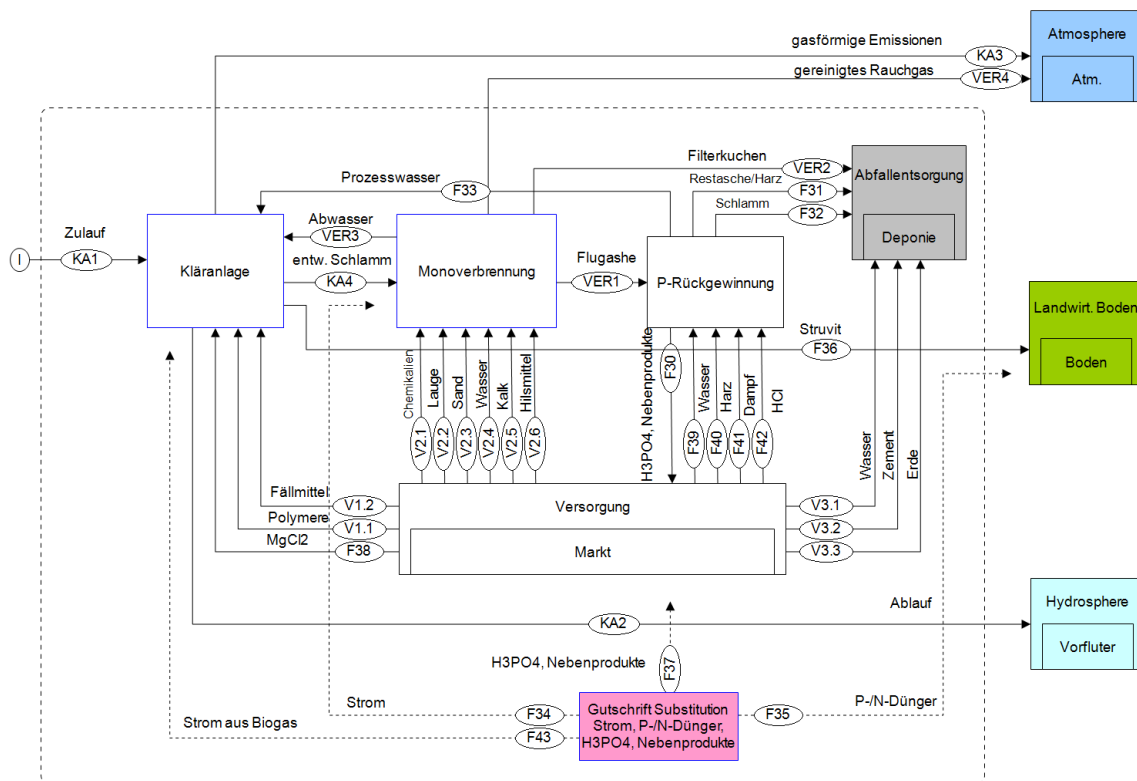


Abbildung 20. Schema der Stoffflussanalyse mit STAN für das Kläranlage_Zukunft mit Monoverbrennung des entwässerten Faulschlammes.

Für beide Modellkläranlagen wurde die Monoverbrennung zur thermischen Behandlung des Klärschlammes angenommen. Stand der Technik für die Verbrennung von Klärschlamm ist die stationäre Wirbelschichtfeuerung mit anschließender Rauchgasreinigung. Zu diesem Zweck wird der entwässerte Faulschlamm (~5.100 t/a) zu einer zentralen Monoverbrennungsanlage mit einer Kapazität von 30.000 t TS/a transportiert (50 km) und verwertet. Vor der Verbrennung wird ein Teil (57%) des entwässerten Schlammes von 27% auf 90% TS vollgetrocknet, damit der TS-Gehalt des gesamten zu verbrennenden Schlammes auf 45% angehoben und eine autarke Verbrennung ohne Stützfeuerung möglich wird. Die Energiebilanz, der Hilfsmittelverbrauch sowie die Transferkoeffizienten für relevante Parameter zu Flugaschen, Filterkuchen und gereinigtem Rauchgas wurden von geplanten bzw. funktionierenden großtechnischen Anlage abgeleitet (siehe Kapitel 6.1.2.8). Die $\text{NH}_4\text{-N}$ und CSB haltigen Kondensate aus der Trocknung werden auf der Kläranlage behandelt (bei Modell_Ist und Modell_Zukunft berücksichtigt).

6.1 Sachbilanz (LCI)

In Tabelle A3, Tabelle A4 und Tabelle A5 sind alle Inputs der Sachbilanz bezogen auf die funktionelle Einheit ($\text{EW}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$), für die Modellkläranlagen inkl. Monoverbrennung und P-Rückgewinnung aus den Klärschlammaschen zusammengefasst. In den folgenden Kapiteln wird dargestellt, wie diese Inputdaten für die Ökobilanz den Wirkungskategorien zugeordnet werden (Klassifizierung und Charakterisierung). Die Datensätze der EcoInvent-Datenbank, die für die Wirkungsabschätzung verwendet wurden, sind im Anhang in Tabelle A8 und Tabelle A9 zusammengestellt.

6.1.1 Infrastruktur

Die Daten für die Errichtung der Kläranlage wurden über die Becken- und Behältervolumen (Tabelle 7 und Tabelle 12) abgeschätzt. Dafür wurden Annahmen über die Abmessungen der Becken getroffen und damit die Wand- und Bodenflächen berechnet (Tabelle A1). Für diese Flächen wurde eine durchschnittliche Wand- bzw. Bodendicke angenommen. Damit ließ sich das benötigte Betonvolumen abschätzen: 6.924 m³ Kläranlage_Ist, 5594 m³ Kläranlage_Zukunft. Die Wand- bzw. Bodendicke wurde mit 0,6 m angenommen. Dieser Wert ist für die Wände etwas hoch gewählt, aber somit wurden bei der Berechnung der Wandflächen einige Bauteile aus Beton wie etwa Zwischenwände, Brücken, Fahrflächen, Fundamente und Betriebsgebäude berücksichtigt. Der errechnete spezifische Betonverbrauch beträgt rund 665 kg Beton pro m³ Abwasser pro Tag und ist vergleichbar mit Daten von realen Kläranlagen aus der Literatur: Foley et al. (2010): 580 kg/(m³.d); Morera et al. (2019): 925 kg/(m³.d); Remy und Cazalet (2018): 840 kg/(m³.d). Mit einem Bewehrungsgrad von 130 kg/m³ (Wenglewski, 2019; Literaturwertestreuung zwischen 81 und 132 kg/m³), ergab sich ein Bedarf an Bewehrungsstahl von rund 900 t für die Kläranlage_Ist und von 727 t für die Kläranlage_Zukunft. Für den Aushub wurde angenommen, dass pro m³ Beton 3,5 m³ Erde bewegt werden müssen, was mit Daten aus der Literatur gut übereinstimmt (Remy und Cazalet, 2018; Zimmermann et al., 1996; Hable, 2016).

Bei den Infrastrukturaufwendungen der Kläranlage_Zukunft wurde zusätzlich der Verbrauch an Edelstahl für die Siebtrommeln der Vorklärung (je Siebtrommel ~1,7 t Edelstahl), sowie für die Stahlbehälter der P-Rückgewinnungsanlagen (Struvitfällung) berücksichtigt. Bei der Schlammeeindickung wurde davon ausgegangen, dass der zusätzliche Edelstahlbedarf für die Eindickungszentrifugen für den Primär und Überschussschlamm durch das Wegfallen der maschinellen Überschussschlammeeindickung in etwa kompensiert wird. Die Infrastruktur der Anlage zur P-Rückgewinnung wurde aufgrund mangelnder Information nicht berücksichtigt. Für Beton und Bewehrungsstahl wurden Lebensdauern von 30 Jahren, für Edelstahl von 20 Jahren angenommen.

Material	Wert Kläranlage_Ist	Wert Kläranlage_Zukunft	Einheit
Beton für Becken/Behälter	6.924	5.594	m ³
Bewehrungsstahl	900	727	t
Aushub	20.920	16.150	m ³
Edelstahl	-	12,3	t

Wie bereits im Kapitel 4.3.1 erläutert, wurden keine weiteren Infrastrukturkomponenten in der Sachbilanz der Bauphase einberechnet, weil diese in den meisten Wirkungskategorien eine eher untergeordnete Rolle spielen. Die Infrastruktur der Monoverbrennungsanlage, sowie der

Inertabfalldeponie, wurde mittels der entsprechenden Eco-Invent-Datensätze anteilmäßig berücksichtigt.

6.1.2 Betriebsphase

Die Aufwendungen und Emissionen der Betriebsphase der Kläranlagen wurden basierend auf den Massenbilanzen der Modellkläranlagen sowie aus der Literatur abgeleitet.

6.1.2.1 Strombedarf und Betriebsmittel

Die ausgelagerte Stromerzeugung aus fossilen Energiequellen stellt eine signifikante indirekte Quelle an ökologischen Auswirkungen, z.B. durch die Emission von fossilem CO₂ beim Treibhausgaspotential, dar. Die Emissionen an CO₂-eq wurden mit dem Strommix für Österreich 2018 (Ecoinvent v3.5. = 0,312 kgCO₂-eq/kWh) gerechnet. Der EcoInvent-Datensatz enthält auch die Aufwendungen für den Transport des Stroms bis zum Abnehmer.

Der Fällmittelverbrauch basiert auf der P-Bilanz der Modellkläranlagen (siehe Kapitel 5.1 und 5.2). Da der Ecoinvent-Datensatz für die Produktion von FeCl₃ die Aufwendungen für die Vermarktung (Transport) nicht enthält, wurden diese zusätzlich berücksichtigt. Für die Polyelektrolyte, die zur Schlammkonditionierung bzw. bei der Mikrosiebung eingesetzt werden, wurde der Ecoinvent-Datensatz für die Produktion und Vermarktung von Polyacrylamid verwendet. Dieser Ansatz wurde auch in anderen wissenschaftlichen Studien gewählt (Remy und Cazalet, 2018; Morera et al., 2017; Kraus et al., 2019).

6.1.2.2 Direkte N₂O-Emissionen

Direkte Lachgasemissionen finden auf kommunalen Kläranlagen hauptsächlich im Belebungsbecken statt. Wie aus Abbildung 21 ersichtlich, stellt dieses klimawirksame Gas ein Nebenprodukt der Nitrifikation sowie ein Zwischenprodukt der Denitrifikation dar. Nach dem heutigen Stand des Wissens kann bei der Nitrifikation auf Kläranlagen zwischen zwei verschiedenen biologischen N₂O-Entstehungspfaden unterschieden werden: (1) der sogenannten Nitrifikanten-Denitrifikation und (2) der biologischen Oxidation von Hydroxylamin (Zwischenprodukt der Nitrifikation). Wissenschaftliche Untersuchungen im Labormaßstablichen sowie auf großtechnischer Skala haben belegt, dass die N₂O-Produktion während der Nitrifikation reduziert, allerdings nicht vermieden werden kann. Ein ausreichend hohes aerobes Schlammalter (hohe Nitrifikation-Reservekapazität) kann durch die Gewährleistung niedriger Ammonium- und Nitrit-Konzentrationen im Belebungsbecken wesentlich positiv zur Reduktion der N₂O-Bildung beitragen (Kampschreur et al., 2006). Darüber hinaus, wurde nachgewiesen, dass eine vollständig ablaufende Denitrifikation (keine Akkumulierung von N₂O) im Belebungsbecken eine wichtige Rolle als N₂O-Senke besitzt, wobei auch das während der Nitrifikation gebildete N₂O teilweise zu molekularem Stickstoff umgesetzt werden kann (Conthe et al., 2019). Da allerdings mehrere Faktoren einen negativen Einfluss auf den Prozess ausüben können (z.B. eingeschränkte Verfügbarkeit an organischem Kohlenstoff), kann der unvollständige Ablauf der N₂O-Reduktion zur Freisetzung von N₂O in die Atmosphäre führen. Für eine detaillierte Beschreibung der Einflussfaktoren auf die N₂O-Emission im Belebungsbecken wird auf Parravicini et al. (2015) verwiesen. Zusammenfassend kann angenommen werden, dass optimale Prozessbedingungen für die Nitrifikation und Denitrifikation in Belebungsbecken die N₂O-Produktion und -Emission wesentlich verringern können.

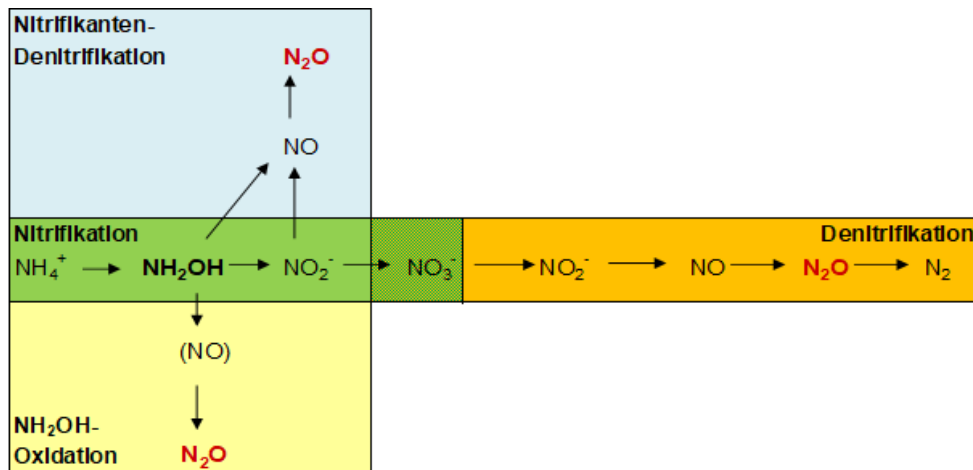


Abbildung 21. Schematische Darstellung der N_2O -Entstehungspfade im Zuge der biologischen Stickstoffentfernung über Nitrifikation und Denitrifikation (Quelle: Parravicini et al., 2015).

Die Schwankungsbreite, der in der Literatur gemessenen N_2O -Emission aus kommunalen Kläranlagen, ist sehr groß. Die N_2O -Emissionen (als $\text{NO}_2\text{-N}$) aus der Reinigung von kommunalem Abwasser bezogen auf die zufließende Stickstofffracht schwankt zwischen 0,003 und 2,6 %. Die festgestellte Streuung der Messergebnisse kann durch die hohe Beeinflussbarkeit der Lachgasproduktion durch die Betriebsbedingungen auf Kläranlagen erklärt werden. Daraus ergibt sich die Schwierigkeit, diese Emissionen über einen fixen Emissionsfaktor, der die Betriebsbedingungen und Abwassereigenschaften der Kläranlagen nicht widerspiegelt, zu erfassen.

Ein wichtiger Beitrag zum Erlangen eines vertiefenden Verständnisses über die betrieblichen Einflussfaktoren der N_2O -Emission aus Belebungsbecken konnte im Rahmen des Forschungsprojektes ReLaKO (Reduktionspotential der N_2O -Emissionen aus kommunalen Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes, Parravicini et al., 2015) geleistet werden. Das Projekt wurde am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement der TU Wien im Zeitraum 2012-2015 in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt und im Auftrag vom BMLRT durchgeführt. Schwerpunkt des Projektes war u.a. die Durchführung von umfangreichen N_2O -Messungen in der Abluft von Belebungsbecken auf acht österreichischen kommunalen Kläranlagen, bei denen gleichzeitig die spezifischen Betriebsbedingungen für die Nitrifikation und Denitrifikation erfasst wurden. Messungen auf zwei weiteren Kläranlagen kamen im Rahmen des EU-Horizon 2020-Projektes „PowerStep“ später hinzu.

Auf Basis der Auswertungsergebnisse konnte der Wirkungsgrad der N-Entfernung in Belebungsbecken als betriebliche Haupteinflussfaktoren auf die N_2O -Produktion und -Emission identifiziert werden. Ein niedrigerer N_2O -Emissionsfaktor ($\text{g N}_2\text{O-N/g N}_{\text{Zulauf-KA}}$) ist bei steigender Ges.N-Entfernung zu verzeichnen (Abbildung 22; Valkova et al., 2020). Das ergibt sich aus der Tatsache, dass Belebungsbecken mit einer hohen Stickstoffentfernung (z.B. Kläranlagen mit simultaner aeroben Schlammstabilisierung) in der Regel über große Beckenvolumina (hohe Schlammalter) verfügen, die sowohl eine vollständige Nitrifikation ohne relevante NH_4^+ - und NO_2^- -Spitzen als auch eine weitergehende Denitrifikation durch die höhere CSB-Verfügbarkeit (keine Vorklärung) gewährleisten können. Die lineare negative Regression zwischen dem N_2O -Emissionsfaktor und der N-Entfernung im Belebungsbecken beschreibt daher den Einfluss mehrerer Betriebsparameter auf die N_2O -Produktion und -Emission. Dieser Ansatz, der N_2O -Emissionen mit der Reinigungsperformance der Kläranlagen sinnvoll verknüpft, stellt eine Verbesserung gegenüber fixer N_2O -Emissionsfaktoren dar, wie jene der

IPPC Guidelines 2016 und Refinement 2019. Dieser Fortschritt ist umso wichtiger, wenn man betrachtet, dass die direkten N_2O -Emissionen in den meisten Fällen die Wirkungskategorie „Treibhausgaspotential“ von Kläranlagen dominieren (Lorenzo-Toja et al., 2016; Delre et al., 2019; Parravicini et al., 2016).

Für die Abschätzung der direkten N_2O -Emissionen wurde im gegenständlichen Projekt die Regression in Abbildung 22 herangezogen, in der (analog zur N-Entfernung) das Verhältnis der denitrifizierten Ges.N-Fracht zu oxidierten Ges.N-Fracht abgebildet wird. Aufgrund des Einsatzes der Mikrosiebung, des Sandfilters sowie des Anammoxprozesses (in Nebenstrom) bei der Modellkläranlage_Zukunft ergeben sich Änderungen in der GesN.-Bilanz über das Belebungsbecken, die Einfluss auf die oxidierte und denitrifizierte Ges.N-Fracht haben. Für Kläranlage_Ist ergibt sich mit einem Verhältnis $\text{Ges.N}_{\text{denitrifiziert}}/\text{Ges.N}_{\text{oxidiert}} = 0,76$ eine Emission von 0,021 kg/EW/a (Emissionsfaktor: 0,4 N_2O -N/ $\text{TKN}_{\text{Zulauf-BB}}$, TKN-Zulauf-BB : 922 kgN/d), für Kläranlage_Zukunft mit einem Verhältnis $\text{Ges.N}_{\text{denitrifiziert}}/\text{Ges.N}_{\text{oxidiert}} = 0,74$ eine Emission von 0,027 kg/EW/a (Emissionsfaktor: 0,46 N_2O -N/ $\text{TKN}_{\text{Zulauf-BB}}$, TKN-Zulauf : 808 kgN/d).

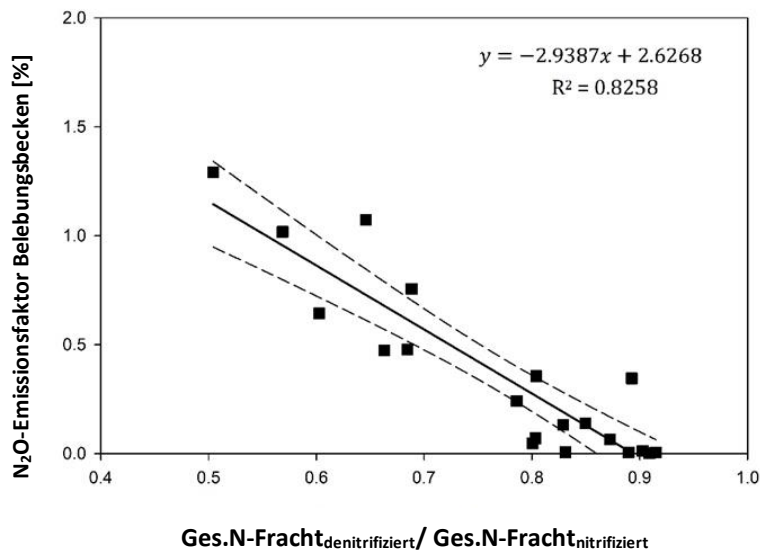


Abbildung 22. N_2O -Emissionsfaktor im Belebungsbecken (emittiertes N_2O -N als Prozent der TKN -Zulauffacht des Belebungsbeckens) in Funktion des Verhältnisses denitrifizierter N-Fracht zu oxidiertem N-Fracht. Bei allen Kläranlagen wurde eine weitgehende Nitrifikation erreicht. Mittelwerte aus zwanzig N_2O -Messkampagnen (Quelle: Valkova et al., 2020).

Manche wissenschaftlichen Publikationen (Jahn et al., 2019b; Quan et al., 2012; Lochmatter et al., 2013) deuten darauf hin, dass AGS aufgrund seiner mehrschichtigen Struktur und der darin vorliegenden Substrat-Konzentrationsgradienten mehr Lachgas als herkömmlicher flockiger Belebtschlamm produzieren könnte. Dieser Aspekt wurde in dieser Arbeit aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht berücksichtigt und kein erhöhter N_2O -Emissionsfaktor für AGS in der Kläranlage der Zukunft angenommen.

Die direkten N_2O -Emissionen wurden auch bei der Zentratbehandlung im Nebenstrom über den Nitritation-/Anammoxprozess geschätzt. Diese Emissionen sind normalerweise höher als diejenigen, die bei der Behandlung von häuslichem Abwasser im Hauptstrom festgestellt werden. Die Emissionsfaktoren wurden auf Basis einer Literaturrecherche im Rahmen des EU-Projekts PowerStep

festgelegt (Baumgarnter et al., 2018). Für den einstufigen Nitrifikation-/Anammoxprozess wurde ein Wert von 2% $N_2O-N/N_{\text{oxidiert}}$ angewendet.

6.1.2.3. Direkte CH_4 -Emissionen

Der Wissenstand bezüglich der CH_4 -Emissionen aus Kläranlagen ist nicht so umfassend wie jener der N_2O -Emissionen. Es liegen vergleichsweise deutlich weniger Feldmessungen vor, bei denen zum Teil unterschiedliche Quellen untersucht wurden, so dass ein direkter Vergleich nur eingeschränkt möglich ist (Daelman et. al., 2012, Pinnekamp & Genzowsky, 2012, Delre et al. 2017, Tauber et al., 2019).

Man kann davon ausgehen, dass auf Kläranlagen mit Faulung bis zu 90% der CH_4 -Emissionen aus der Schlammlinie stammen. Ein wesentlicher Anteil ist offenbar auf die Biogas-Verluste an undichten Stellen des Faulturms (z.B. Mannlöcher) sowie des Gasableitungssystems zurückzuführen. Als potentielle Quelle wird auch der Bereich am Kopf des Faulturmes, wo sich die Faulschlammabzugsrohre befinden (die sogenannte Schlammflasche), vermutet. Hier werden gemeinsam mit dem Faulschlamm auch Faulgasbläschen aus dem Faulbehälter entnommen, die aufgrund der Druckentspannung gleich in die Atmosphäre gelangen (Tauber et al, 2019). Es soll hier betont werden, dass die genannten Faulgasbläschen nicht den im Faulschlamm gelösten CH_4 -Anteil darstellen, der je nach Bedingungen im Faulturm lediglich 0,4% des produzierten Methans entsprechen.

In der Literatur ist wenig Information über das Ausmaß der genannten CH_4 -Verluste vorhanden. Die Angaben schwanken zwischen weniger Prozenten (Tauber et al., 2019) und 21% (Delre et al., 2017) bezogen auf das produzierte Methangas. Die höheren Werte von Delre et al., 2017 sind jedoch auf Schaumbildungsprobleme im Faulturm, die das Druckablassventil mehrmals einschalteten, zurückzuführen. Für die Modellanlagen wurde konservativ angenommen, dass durch die CH_4 -Verluste im Bereich der Faulung 1% des produzierten Methans verloren gehen.

Das Ausmaß der CH_4 -Emissionen im Bereich der Faulschlammwässerung (Vorlagebehälter, Entwässerung, Stapelbehälter) ist von dem dort stattfindenden weiteren CSB-Abbau abhängig. Die Ausgasung von gelösten CH_4 soll dabei eine untergeordnete Rolle spielen. Daelman et. al. (2012) und Pinnekamp & Genzowsky (2012) deuten auf Durchschnittswerte für den weiteren CSB-Abbau im Faulschlamm von 3% bezogen auf das produzierten CH_4 hin ($0,13 \text{ g } CH_4/(EW.a)$). Dieser hängt jedoch mit dem Stabilisierungsgrad des Schlammes zusammen. Für die Modellanlagen wurde aus den Messungen von Tauber et al. (2019) in gut stabilisiertem kommunalem Faulschlamm ein Wert von 1,3% abgeleitet.

Der Anteil an unverbranntem CH_4 , der mit der Verbrennungsluft aus dem BHKW in die Atmosphäre emittiert wird (BHKW-Schlupf), liegt bezogen auf das CH_4 im produzierten Biogas je nach Literaturangaben zwischen 1,3 % (Daelman et. al., 2012) und 1,8 % (Woess-Gallasch et al., 2010). Für die Modellkläranlagen wurde ein BHKW-Schlupf von 1,5 % angenommen.

Unter den oben genannten Annahmen beträgt die direkte CH_4 -Gesamtemission $0,13 \text{ kg } CH_4/(EW.a)$ für die Kläranlage_Ist und $0,17 \text{ kg } CH_4/(EW.a)$ für die Kläranlage_Zukunft. Die Erhöhung ergibt sich dadurch, dass in der Kläranlage_Zukunft mehr Biogas produziert und energetisch verwertet.

6.1.2.4. Direkte fossile CO_2 -Emissionen

Üblicherweise wird davon ausgegangen, dass das CO_2 , das im Zuge der mikrobiologischen Prozesse im Belebungsbecken von kommunalen Kläranlagen produziert und mit der Belüftungsluft in die Luft

emittiert wird, biogenen Ursprungs ist. Diese Annahme ist auch in den IPCC Guidelines 2016 enthalten. Die IPCC Guidelines 2019 sprechen diese Emissionen an, schlagen jedoch keinen Emissionsfaktor vor. Neuere Untersuchungen zeigen jedoch, dass 4 bis 14% des organischen Kohlenstoffs im Abwasser aus fossilen Quellen stammen können (u.a. Law et al., 2013; Yoshida et al., 2014). Fossiler Kohlenstoff kann auf verschiedenen Wegen ins Abwasser gelangen, etwa aus Hygieneprodukten, Arzneimitteln oder aus Gewerbe-/Industrieabwasser. Dieser fossile Kohlenstoff kann auf verschiedenen Pfaden als CO₂ entweichen, etwa aus dem Belebungsbecken, im Vorfluter oder bei der Klärschlammbehandlung (Biogasverwertung bzw. Schlammverbrennung). An welcher Stelle wieviel CO₂ entweicht, kann schwer erkundet werden, es wird aber angenommen, dass der gesamte fossile Kohlenstoff einmal in der Atmosphäre landet.

In der vorliegenden Arbeit wurde die TOC-Fracht im zu behandelndem Abwasser über ein CSB/TOC-Verhältnis = 3 errechnet (40 g TOC/(EW.d)). Der Anteil an fossilem TOC wurde mit 10% der Zulauffracht angenommen (4 g TOC/(EW.d)). Damit betragen die fossilen CO₂-Emissionen 5,3 kg CO₂-eq/(EW.a).

6.1.2.5. N₂O und CH₄ Emissionen im Vorfluter

Die Berechnung der N₂O-Emission aus Gewässern als Folge der Einleitung des gereinigten Abwassers erfolgte nach den IPCC 2006 Guidelines (Default Emissionsfaktor für nicht nährstoffbelastete Gewässer, Tier 1). Demnach werden 0,5% der eingeleiteten N-Fracht in Gewässern über Nitrifikation bzw. Denitrifikation in N₂O umgewandelt. Der angegebene Schwankungsbereich liegt allerdings zwischen 0,05 bis 7,5%, wobei der Emissionsfaktor stark von der Intensität der Stickstoffumsetzung in den jeweiligen Gewässern abhängig ist. Für die CH₄-Emissionen aus dem gereinigten Abwasser in Gewässern wurde ebenfalls den empfohlenen Emissionsfaktor (Tier 1) der Guideline verwendet: 2,8% der CSB-Fracht im Ablauf. Diese Emissionsfaktoren wurden durch das 2019 Refinement der IPCC 2016 Guidelines nicht geändert.

6.1.2.6. Transporte

In Anlehnung an Amann et al. (2018) wurden folgende Entfernungen (hin und zurück) für die Berechnungen zugrunde gelegt (Tabelle 16). Anhand der befahren Distanzen und der transportierten Massen wurden die Tonnenkilometer errechnet, die übliche Einheit der Datensätze der EcoInvent-Datenbank.

Tabelle 16. Festgelegte Entfernungen für die Transporte.

Material	Kläranlage_Ist Transporte [km]	Kläranlage_Zukunft Transporte [km]
Entwässerter Schlamm zur Monoverbrennung	50	50
Klärschlammasche zur Inertabfalldeponie	100	-
Filterkuchen zur Untertagdeponie	1.000	1.000
Klärschlammasche zur P-Rückgewinnung	-	100
Restasche und verbrauchtes Harz der P-Rückgewinnung	-	100
Rezyklierte Produkte (P-Säure, Chloridlösungen) zum Markt	-	40
Struvit zum Feld	-	25

6.1.2.7. Metalle und Schwermetalle

Neben CSB, Stickstoff und Phosphor werden im Zulauf der Kläranlage auch die Frachten an ökologisch relevanten (Schwer)-Metallen berücksichtigt. Aufgrund der großen Schwankungen der gemessenen (Schwer)-Metallfrachten im Zulauf realer Kläranlagen, welche von Gewerbe- und Industrie-Einleitungen stark beeinflusst werden, war es schwierig, repräsentative Werte für die Modellkläranlage festzulegen. Als Kompromisslösung wurden die Zulauffrachten von Egle et al. (2014) genommen, wobei der Autor seine Annahmen auf ausgewählte Literaturdaten basierte (u.a. Koppe und Stozek, 1999; Zessner, 1999; Kupper, 2000). Ähnliche Zulaufkonzentrationen wurden von Yoshida et al. (2014) im Zulauf einer dänischen kommunalen Kläranlage (270.000 EW) gemessen. Die Aufteilung der Zulauffrachten in den Schlamm und in den Ablauf der Kläranlage (Transferkoeffizienten) beruhen auf einer aktuellen Literaturrecherche von Diepold (2020) und liegen den Annahmen von Egle et al. (2014) sehr nahe. Ebenfalls von Egle et al. (2014) stammt die Annahme für den Schwermetallgehalt des eingesetzten Fällmittels (UBA, 1997). Aus Tabelle 17 wird ersichtlich, dass die Konzentration der Verunreinigungen im Fällmittel niedriger als die Richtwerte des Arbeitsblattes DWA-A 202 (2011) liegen. Die Gegenüberstellung der Frachten in Tabelle 18 und Tabelle 19 hebt hervor, dass besonders für Chrom, Quecksilber und Blei der Eintragspfad über das Fällmittel keinesfalls vernachlässigt werden sollte. Die Festlegung der Schwermetallkonzentration im Schlamm ist wichtig, um die Emissionen in der weiteren Verwertungsschiene zu beurteilen. Das System „Monoverbrennung“ wird in Kapitel 6.1.2.8 näher beschrieben.

Tabelle 17. Gehalt an (Schwer)-Metallen in eisenhaltigem Fällmittel nach UBA (1997).

Element	Gehalt [mg/kg Fe ³⁺]
Cadmium (Cd)	2,9
Chrom (Cr)*	260
Kupfer (Cu)	230
Blei (Pb)	260
Nickel (Ni)	58
Quecksilber (Hg)	2,3
Zink (Zn)	720

*als Chrom(III)-Hydroxid im Klärschlamm vorhanden.

Tabelle 18. Fracht an (Schwer)-Metallen im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sowie aus der Dosierung von Fällmittel und im entwässerten Schlamm in Kläranlage_Ist.

Element	Zulauf [mg/(EW.d)]	Fällmittel [mg/(EW.d)]	Gesamt Belebung [mg/(EW.d)]	Transfer-Koeffizient*	Ablauf [mg/(EW.d)]	Schlamm [mg/(EW.d)]
Arsen (As)	0,27	0,000	0,27	0,8	0,05	0,22
Cadmium	0,08	0,008	0,09	0,72 ±0,14	0,03	0,06
Chrom	1,92	0,675	2,59	0,75	0,65	1,94
Kupfer	15,07	0,598	15,7	0,79 ±0,05	3,29	12,4
Blei	0,04	0,006	0,047	0,80 ±0,09	0,012	0,035
Nickel	3,29	0,15	3,44	0,49 ±0,1	1,75	1,68
Quecksilber	2,47	0,675	3,14	0,74 ±0,2	0,63	2,5
Zink	63	1,87	64,9	0,66 ±0,18	22,1	42,8

*Transfer in den Schlamm nach Diepold (2020) und Egle et al. (2016).

Tabelle 19. Fracht an (Schwer)-Metallen im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sowie aus der Dosierung von Fällmittel und im entwässerten Schlamm in Kläranlage_Zukunft.

Element	Zulauf [mg/(EW.d)]	Fällmittel [mg/(EW.d)]	Gesamt-Belegung [mg/(EW.d)]	Ablauf* [mg/(EW.d)]	Schlamm [mg/(EW.d)]
Arsen	0,27	0,000	0,27	0,04	0,24
Cadmium	0,08	0,004	0,09	0,03	0,06
Chrom	1,92	0,337	2,25	0,42	1,83
Kupfer	15,07	0,298	15,37	2,06	13,30
Blei	0,04	0,003	0,04	0,01	0,04
Nickel	3,29	0,075	3,36	1,54	1,82
Quecksilber	2,47	0,337	2,80	0,38	2,43
Zink	63,0	0,93	63,9	15,5	48,4

* inkl. Sandfilter

Bei der Kläranlage_Zukunft wurde bei der Bilanzierung der (Schwer)-Metalle die zusätzliche Abscheidewirkung des Sandfilters berücksichtigt. Die zurückgehaltenen Metallfrachten wurden auf Basis der CSB-Abscheideleistung des Sandfilters und des (Schwer)-Metallgehalts des Schlammes gerechnet.

Die Stoffflussbilanzen mittels STAN zeigen, dass die (Schwer)-Metalle in annähernd gleichem Ausmaß wie Phosphor im Schlamm und nach der Monoverbrennung in der Klärschlammasche angereichert werden. Die Ausnahme gilt für Quecksilber, das hauptsächlich bei der Rauchgasreinigung abgeschieden wird und im Filterkuchen entsorgt wird. Nickel und Cadmium reichern sich entsprechend ihrer Transferkoeffizienten nur zum Teil im Klärschlamm an, ein Großteil ist im Ablauf der Kläranlage zu finden. Abbildung 23 und Abbildung 24 stellen beispielsweise die Bilanzen für Kupfer und Nickel für dar (für die anderen (Schwer)-Metalle siehe Anhang Kapitel 2). Die Frachten an (Schwer)-Metallen im Rauchgas, Aschen und Filterkuchen wurde auf Basis der Transferkoeffizienten von Egle et al., (2014) berechnet (Anhang, Tabelle A6).

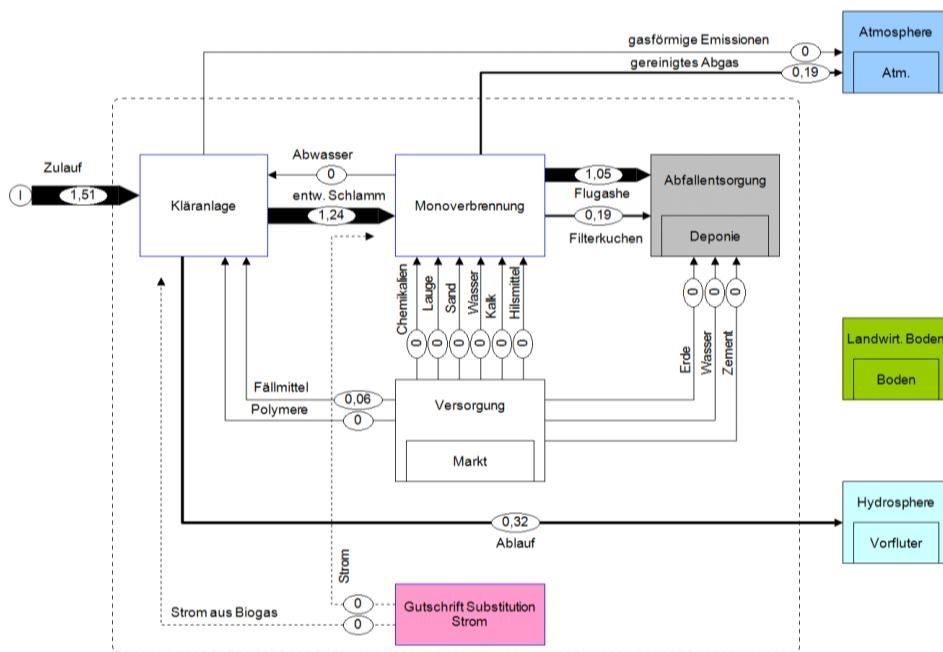


Abbildung 23. Darstellung der Stoffflüsse für Kupfer in der Kläranlage_Ist (Einheit: kg/d).

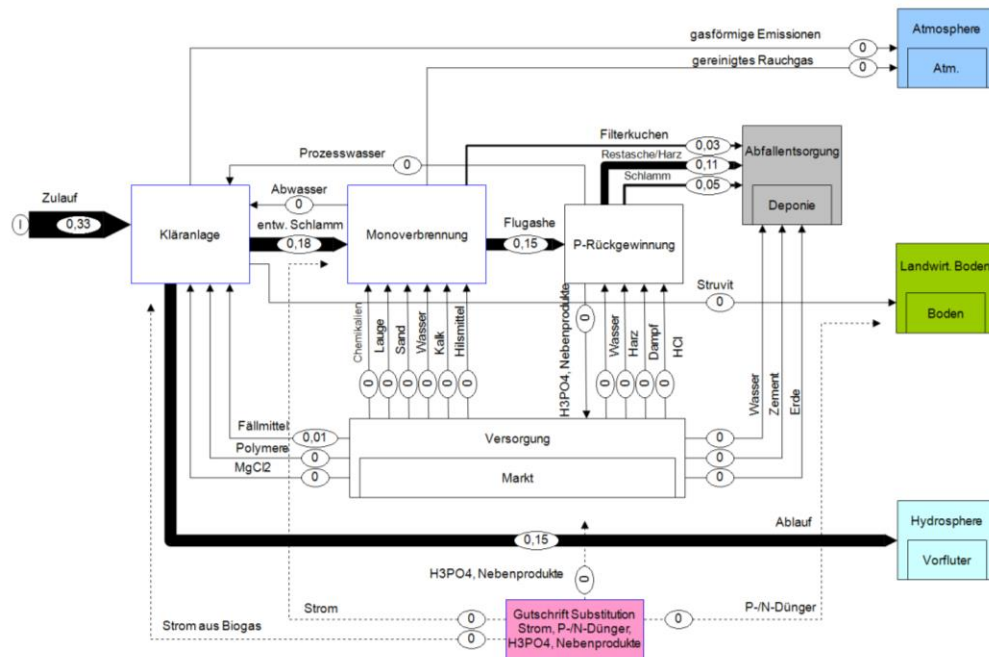


Abbildung 24. Darstellung der Stoffflüsse für Nickel in der Kläranlage_Zukunft (Einheit: kg/d).

Die beiden Reststoffe, Flugasche und Filterkuchen werden jeweils auf einer Deponie bzw. untertägig abgelagert. Für die Vorreinigung des Abwassers der Abgaswäscher wurde jedoch eine Abtrennung der Schwermetalle mittels pH-Wert Einstellung (NaOH) und Fällung mit FeCl_3 und Polymeren berücksichtigt (Egle et al., 2016). Die restlichen Verunreinigungen im Abwasser der Wäscher wurden aufgrund der unbedeutenden Fracht an Schwermetallen und der Tatsache, dass diese ohnehin in eine Kläranlage zurückgeleitet werden, vernachlässigt (siehe auch Kapitel 6.1.2.8).

Die Phosphor- und Schwermetallkonzentrationen der Klärschlammasche der Monoverbrennung werden aus den Stoffflussanalysen und der anfallenden Menge an Flugasche berechnet. Die Klärschlammasche weist die in Tabelle 20 angeführten Gehalte an Schwermetallen auf. Zum Vergleich werden Schadstoffgehalte aus der Literatur gegenübergestellt (Literaturstudien Egle et al., 2014). Das Verhalten der Schwermetalle bei der Phosphor-Rückgewinnung wird im Kapitel 6.1.2.9 beschrieben.

Tabelle 20. P- und Schwermetallgehalte der Klärschlammasche.

Element	Konzentration in der Asche	Bereich Literatur	Einheit
Arsen	14	10–20	mg/kg TS
Cadmium	3,5	3–5	mg/kg TS
Chrom	90	60–300	mg/kg TS
Kupfer	660	480–1050	mg/kg TS
Quecksilber	0,1	<2	mg/kg TS
Nickel	89	30–270	mg/kg TS
Blei	117	130–370	mg/kg TS
Zink	2260	800–3000	mg/kg TS
Phosphor	92	40–100	g/kg TS

6.1.2.8. Klärschlamm-Monoverbrennung

Für die Sachbilanz der Schlamm-Monoverbrennung wurde die detaillierte wissenschaftliche Arbeit von Egle et al. (2014), die die Grundlage für das Referenzsystem in der Publikation Egle et al. (2016) bildet, herangezogen. Dabei galten die Klärschlammverbrennungsöfen der Wiener Simmeringer Haide mit überwiegender Klärschlammverbrennung (+ Mitverbrennung geringer Mengen anderer Abfälle) als einer der wichtigsten Referenzanlagen (Umweltbundesamt, 2009). Diese Angaben wurden, wenn notwendig, mit Angaben aus anderen Quellen ergänzt, um auch die Erkenntnisse neu in Betrieb genommener bzw. neu geplanter Schlamm-Monoverbrennungsanlagen im deutschsprachigen Raum zu berücksichtigen. Diese Quellen waren die Studie zur thermischen Klärschlammverwertung in Mecklenburg-Vorpommern (Nebocat, 2016), die Monoverbrennungsanlage in Zürich (Remy und Jossa, 2015), die Angaben zum Stand der Technik der Firma Outotec (Kraus et al., 2019), sowie die geplante Anlage in Straubing (Eder, 2020). Ein Überblick über die Referenzmonoverbrennung ist in Abbildung 25 zu sehen.

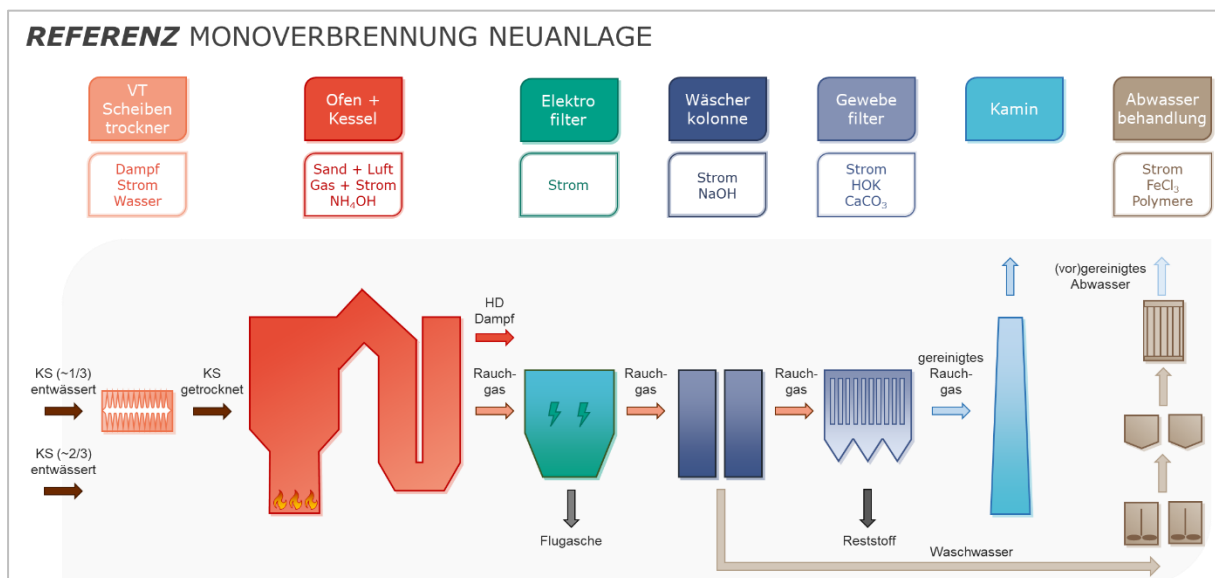


Abbildung 25. Aufbau der Referenzmonoverbrennungsanlage für Kläranlage_Ist und Kläranlage_Zukunft.

Für die Energiebilanz wurde von einem Heizwert der Trockensubstanz von 12,4 MJ/kg TS ausgegangen (Schmitt et al., 2007, Knautz et al., 2006). Um die geforderte selbstgängige Verbrennung zu gewährleisten, wird vorausgesetzt, dass ein Mischheizwert von mindestens 4,0 MJ/kg FS erreicht werden muss. Für die Referenzanlage wurde von einer Trocknung auf einen Mischheizwert von 4,2 MJ/kg FS ausgegangen (Mindestwert + Sicherheitsreserve, entspricht 45% TS). Dieser wird erreicht durch eine Volltrocknung von 57% des Schlammes auf 90% TS. Bei der Trocknung des Schlammes von 27% auf 90% TS wird von einem spezifischen thermischen Energiebedarf von 850 kWh/t H₂O_{verdampft} (theoretischer Energiebedarf = 786 kWh/t H₂O_{verdampft}; DWA-M 379, 2019) und einem spezifischen elektrischen Energiebedarf von 60 kWh/t H₂O_{verdampft} ausgegangen. Diese Werte wurden im Rahmen einer Masterarbeit durch die Befragung von Trocknungsherstellern ermittelt (Wolf, 2019). Die Wärme für die Trocknung wird aus der Abwärme der Verbrennung bereitgestellt. Die Wärmeverluste in der Trocknung wurden mit der Differenz tatsächlicher zu theoretischem thermischen Energiebedarf definiert (= 64 kWh/t H₂O_{verdampft}). Der Anteil der Wärmerückgewinnung aus den Trocknungsbrüden als Niedertemperaturwärme liegt hier bei maximal 75% (DWA-M 379, 2019). Diese Wärme könnte

gemeinsam mit der Restniedertemperaturwärme aus der Verbrennung in einem Fernwärmenetz sinnvoll genutzt werden. Dieses Szenario wurde jedoch in der Ökobilanz nicht untersucht.

Ein Teil der Restwärme wird zur Vorwärmung der Verbrennungsluft herangezogen (Eder, 2020). Bei der Trocknung fallen rund 1 t Brüden/t $\text{H}_2\text{O}_{\text{verdampft}}$ an (Nebocat, 2016). Diese Brüden (belastet mit 1.200 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ und 5.000 mg CSB/L) werden in die Kläranlage zur Behandlung eingeleitet (siehe Kapitel 5.1 und 5.2).

Zur Erwärmung und Verdampfung des Wassers in der Verbrennung werden gemäß den Gesetzen der Thermodynamik 0,4 kWh/kg FS (bei 45% TS) benötigt. Zusätzlich wird der Wärmeverlust über den Abgasstrom und die Asche mit 20% der über Brennstoff und Luft zugeführten Energie angenommen (Kesselwirkungsgrad = 80%; Nebocat, 2016; DWA-KEK-1.4, 2016).

Für die Auswertung wurde angenommen, dass die Wärmeerzeugung zur Abdeckung des Wärmebedarfs für die Schlamm-trocknung vorrangig ist, wie bei gängigen Anlagen üblich. Mittels einer Entnahme-Kondensations-Turbine wird der Wärmebedarf für die Trocknung (53%) entnommen. Der Energieverlust wurde mit 0,7%, der der Dampfschiene zugeführten Energie berücksichtigt (Eder, 2020). Die elektrische Energieerzeugung der Turbine wurde mit 15% der zugeführten Energie angenommen (Nebocat, 2016; Eder, 2020). Der verbleibende Dampf wird nach der Turbine kondensiert und stünde theoretisch für eine weitere Nutzung als Niedertemperaturwärme zur Verfügung. Damit wird ein Brutto-Gesamtwirkungsgrad der Anlage von 79% (vollständige Wärmenutzung) bzw. 55% (nur Nutzung der Trocknungswärme) erzielt.

Unter den beschriebenen Bedingungen läuft die Verbrennung autark, Erdgas wird nur zur Anfeuerung der Anlage benötigt. Der elektrische Energiebedarf der Verbrennung (ohne Trocknung) wurde nach Remy & Jossa (2015) mit 0,23 kWh/kg TS angesetzt. Die Nettostromerzeugung beträgt somit 0,13 kWh/kg TS.

Der Verbrennung nachgeschaltet ist die Rauchgasreinigung zur Entfernung von Verunreinigungen aus dem Rauchgas. Die Referenzrauchgasreinigung wurde anhand der bestehenden Systeme in Monoverbrennungsanlagen (Gutjahr & Niemann, 2014) wie folgt definiert:

- SNCR mit Harnstoff-Dosierung in den Feuerraum
- Elektrofilter zur Staubabscheidung
- Wäscher: Rauchgassättigung (Abkühlung des Rauchgases)
 - Adsorption von HCl (= HCl-Wäscher)
 - Nasse Absorption von SO_2 (= SO_2 -Wäscher)
- NaOH-Zugabe zur Neutralisation der Abwässer
- Abscheidung von Hg und weiteren Schadstoffen – Zugabe von Kalkhydrat und HOK in dem Flugstrom vor dem Gewebefilter
- Gewebefilter

Für diese Reinigungsstufen werden Chemikalien bzw. Rohstoffe und Wasser benötigt, die in Tabelle 21 qualitativ und quantitativ aufgelistet werden und vorwiegend auf den Auswertungen von Egle et al., (2016) und Amann et al. (2018) beruhen. Im Rauchgas vorliegende Stoffe, sowie die eingesetzten Hilfsstoffe, werden in die Ströme Abluft, Flugasche, Filterkuchen und Abwasser transferiert. Die direkten Luftemissionen für ausgewählte Stoffe zeigt ebenfalls Tabelle 21. Die Berechnung erfolgte auf

Basis der Rauchgasmenge und Emissionswerten (mg/Nm^3) des Wirbelschichtofens Simmeringer Haide in Wien (Stubenvoll et al., 2002). Vergleichbare Wert sind auch Kraus et al. (2019) zu entnehmen.

Die emittierte Fracht an Lachgas ($1.180 \text{ mg}/\text{kg TS}$) liegt im Bereich des Emissionswerts der IPCC Guidelines 2006 von $990 \text{ mg}/\text{kg TS}$. Lachgasemissionen sind bei der Monoverbrennung aufgrund des hohen Stickstoffgehalts des Klärschlammes besonders ausgeprägt. Darüber hinaus, steigt die Bildung dieses Klimagases bei Freiraum-Temperaturen unter 900°C sowie Betttemperaturen unter 820°C , die in Wirbelschichtofen üblich sind (Stöcklein et al., 2017). Durch die Optimierung der Luftzuführung (weniger Luftüberschuss) sowie des Schlamm eintrags (größere Partikel) wäre es möglich, dank höherer Temperaturen und längerer Verweilzeiten, die Emission zu reduzieren (Frank und Sandern, 2019). Die Nachverbrennung bei über 900°C sowie kostenintensive nicht-katalytische Reduktionsmaßnahmen wären weitere Optionen, die jedoch in dieser Arbeit nicht berücksichtigt wurden.

Tabelle 21. Sachbilanz der Monoverbrennung von entwässertem Schlamm.

Bereich	Name	Wert Kläranlage_Zukunft	Einheit
Betrieb	Kalk	18	$\text{g}/\text{kg TS}$
	Silikasand	0,7	$\text{g}/\text{kg TS}$
	Wasser	660	$\text{g}/\text{kg TS}$
	NaOH (50%)	18	$\text{g}/\text{kg TS}$
	NH_4^+ (25%)	12	$\text{g}/\text{kg TS}$
	FeCl_3 (40%)	2,2	$\text{g}/\text{kg TS}$
	Polymere	5	$\text{g}/\text{kg TS}$
	Herdofenkoks (HOK)	1,3	$\text{g}/\text{kg TS}$
	Erdgas	0,05	$\text{MJ}/\text{kg TS}$
Reststoffe	Flugasche	0,45	$\text{g}/\text{kg TS}$
	Filterkuchen	0,02	$\text{g}/\text{kg TS}$
Abluft	N_2O	1180	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	NO_x	1570	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	SO_2	2,6	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	NH_3	26	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	HCl	1,4	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	HF	0,7	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	Staub	7,9	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	CO	460	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	As	0,007	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	Cd	0,002	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	Cr	0,024	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	Cu	0,054	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	Hg	0,031	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	Ni	0,008	$\text{mg}/\text{kg TS}$
	Pb	0,089	$\text{mg}/\text{kg TS}$
Zn	0,775	$\text{mg}/\text{kg TS}$	
Gutschriften	Stromproduktion	0,13	$\text{kWh}/\text{kg TS}$

6.1.2.9. P-Rückgewinnung

Die Chemikalien- und Stromaufwendungen für die Struvitfällung wurden bereits in Kapitel 5.2 angegeben. Die Herstellung von Magnesiumchlorid in technischer Qualität, die für die Fällung von Struvit gebraucht wird, erfolgt durch Eindampfen der Endlaugen aus der Produktion von Kaliumchlorid. Da in der EcoInvent-Datenbank kein Datensatz für $MgCl_2$ verfügbar ist, wurde in Anlehnung an Kraus et al., (2019) die Energie für das Eindampfen der Endlauge berücksichtigt (1.100 MJ/m³ $MgCl_2$, 30 %ige Lösung).

Für die Inventur der P-Rückgewinnung aus den Aschen wurden Angaben über den Verbrauch an Ressourcen verwendet, die aus Massenbilanzen für das EcoPhos-Verfahren stammen (Egle et al., 2016b). Der Datensatz basiert auf den Erfahrungen und Untersuchungen der Firma „EcoPhos“ mit Klärschlammasche. Die Plausibilität der Angaben wurde mittels einer Stoffstrombilanz geprüft. Diese Angaben stimmen im Großen und Ganzen mit Daten aus Kraus et al. (2019), sowie Remy und Jossa (2015) gut überein. Größere Abweichungen gibt es lediglich bei den Dampfmengen für die Abdampfung der Phosphorsäure und der Chloridlösungen. Das ergibt sich im Wesentlichen aus fehlenden Informationen seitens EcoPhos über das angewendete Aufkonzentrierungsverfahren sowie die Prozesswassermengen, die durch Annahmen in den Bilanzen vervollständigt werden mussten. Darüber hinaus, wurde von Egle et al. (2016b) der Wärmebedarf vorerst nicht berücksichtigt, der für die Aufkonzentrierung der Chloridlösungen notwendig ist. Der Einfluss eines höheren Dampfbedarfs geschätzt von Kraus et al. (2019) wurde in der Sensitivitätsanalyse untersucht (Kapitel 6.5).

Tabelle 22. Datensatz für die P-Rückgewinnung aus den Klärschlammaschen nach dem EcoPhos®-Verfahren.

Input/Output in den Prozess	Parameter	Einheit
Input		
HCl (100%)	5,4	kg /kg $P_{recyclt}$
Dampf	8,4	kg /kg $P_{recyclt}$
Kationentauscherharz	0,003	kg /kg $P_{recyclt}$
Wasser	43	kg /kg $P_{recyclt}$
Strom	0,42	kWh/ kg $P_{recyclt}$
Produkte		
Phosphorsäure	3,2	kg /kg $P_{recyclt}$
Calcium-/Magnesiumchlorid	3,8	kg /kg $P_{recyclt}$
Fe-/Al-Chloridlösungen	1,5	kg /kg $P_{recyclt}$
Reststoffe		
Restasche	6,0	kg /kg $P_{recyclt}$
Metallschlamm	27	kg /kg $P_{recyclt}$
Kationentauscherharz	0,003	kg /kg $P_{recyclt}$
Abwasser (Kondensat)	16	kg /kg $P_{recyclt}$

Die P-arme Restasche besteht größtenteils aus Si, Fe und Al und muss deponiert werden (De Ruiter, 2014). Es wird angenommen, dass der verwendete Kationenaustauscher alle zwei Jahre ausgetauscht werden muss. Die Schwermetallchloridlösung bedarf eine Neutralisierung (z.B. mit Calciumsulfid) und anschließender Fällung der Metalle als Filterkuchen sowie Deponierung. Das Prozesswasser

(Kondensat) enthält kaum (Schwer-)Metalle und kann in einer kommunalen Kläranlage gereinigt werden.

6.1.2.10. Gutschriften und Nebenprodukte

In der Ökobilanzierung ergeben sich ökologische Gutschriften aufgrund der Substitution von herkömmlichen Gütern durch die zurückgewonnenen Ressourcen. Diese Gutschriften sind in der Auswertung durch einen negativen Wert gekennzeichnet.

Die Eigenstromerzeugung aus dem anfallenden Biogas substituiert Strom aus dem Netz.

Struvit kann andere P/N-Düngermittel aus Rohphosphatbasis ersetzen. Um die ökologische Wirkung zu beurteilen, wurde der EcoInvent-Datensatz „market for phosphate fertiliser [GLO]“ verwendet (Remy und Cazalet, 2018; Kraus et al., 2019). Dabei soll jedoch berücksichtigt werden, dass dieser ausgewählte Referenzprozess ein Referenzverbrauchsmix einer Vielzahl von P-Düngemitteln (mit einem Single-Superphosphate-Anteil von etwa 60%) ist, der nicht unbedingt (1) den österreichischen Verbrauchsmix und (2) die tatsächlichen Produkte widerspiegelt, die durch das zurückgewonnene Struvit ersetzt werden könnten (z. B. ist nur ein kleiner Teil der organischen P-Düngemittel im Verbrauchsmix enthalten). Da Struvit auch Stickstoff enthält, wurde auch die Substitution von N-Düngermittel abgebildet. Bei der Berechnung des Substitutionspotentials wurde davon ausgegangen, dass P und N in Struvit zu 100% pflanzenverfügbar sind. Obwohl dieses Thema noch etwas umstritten ist, wird die gute Düngerwirkung von Struvit immer öfter bestätigt (Wollman und Möller et al, 2018).

Da Struvit auf der Kläranlage gewaschen und somit von Faulschlammverunreinigungen befreit wird, kann davon ausgegangen werden, dass der Gehalt an Schwermetallen vernachlässigbar gering ist, wie auch wissenschaftliche Beiträge belegen (z.B. Weissengruber et al., 2018; Risikobewertungsstudie von Kraus et al., 2019). Außerdem belegen wissenschaftliche Untersuchungen, dass sich Struvit im landwirtschaftlichen Boden wie ein Langzeitdünger verhält und somit deutlich geringere N₂O- und NH₃-Emission als Mineraldünger verursacht (Literaturstudie in Kraus et al., 2019, Seite 151). Aus diesem Grund wurde bei der Ausbringung von Struvit aufs Feld keine direkten und indirekten N₂O- und NH₃-Emissionen berücksichtigt. Die Wirkung dieser Emissionen wurde erst in der Sensitivitätsanalyse untersucht. Beide Emissionen wurden anhand der Emissionsfaktoren der IPCC Guidelines 2006 geschätzt.

Die aus den Klärschlammaschen zurückgewonnene Phosphorsäure in Düngerqualität substituiert Phosphorsäure aus Rohphosphat als Ausgangsprodukt z.B. für die Herstellung von P-Dünger. Ähnlich wie bei Struvit, wurde auch bei diesem Produkt der Schwermetallgehalt als vernachlässigbar eingestuft (Kraus et al., 2019). Außerdem, erzeugt das Eco-Phos-Verfahren als Nebenprodukt Fe-/Al-Chloridlösungen, die aus der Regenerierung der Ionentauscher anfallen. Diese Lösungen können in der Kläranlage zur Phosphatfällung an Stelle von konventionellem Fällmittel (FeCl₃) verwendet werden. Bei der Kläranlage_Zukunft kann somit ca. die Hälfte des Bedarfs abgedeckt werden und der Gutschrift gutgeschrieben werden. Das von EcoPhos gewonnene Calcium-/Magnesiumchlorid kann laut Hersteller verkauft werden (Kraus et al., 2019). Die Calciumchloridlösung, ebenfalls aus der Regenerierung der Ionentauscher, kann u.a. als Frostschutzmittel bzw. Tausalz und Staubbindemittel auf Straßenoberfläche verwendet werden.

6.2 Datenqualität

Die detaillierte Bewertung der Datenqualität ist im Anhang Tabelle A7 zu entnehmen. Prinzipiell kann von einer hohen Datenqualität für die Kläranlage_Ist sowie für die meisten Technologien/Verfahren der Kläranlage_Zukunft ausgegangen werden. Die Daten der Sachbilanz wurden aus verschiedenen Quellen erhoben, wobei Informationen aus der Praxis (Kennwerte von realen Kläranlagen, Benchmarking ÖWAV, etc.) bzw. von Herstellern (z.B. Mikrosiebe, Sandfilter) bevorzugt wurden. Die am Institut durchgeführten Forschungsprojekte bildeten die Basis für zahlreichen Annahmen zum Aufbau der Kläranlage_Zukunft. Fehlende Daten wurden durch Literaturangaben sowie eigene Stoffstrombilanzen ergänzt. Speziell Peer-Reviewed Publikationen können mit einer hohen Datenqualität bewertet werden. Die Herstellerangaben zum EcoPhos-Verfahren konnten nur zum Teil überprüft werden und weisen somit (auch weil aus Pilotversuchen gewonnen) eine niedrigere Datenqualität auf.

Die Hintergrundprozesse wurden, wie bereits erwähnt, unter Verwendung von Datenansätzen der EcoInvent-Datenbank modelliert. Dabei wurden ortsspezifische Merkmale wie z.B. der österreichische Strommix oder (wenn vorhanden) europäische Kenndaten bei der Herstellung von Chemikalien berücksichtigt. Dabei soll angemerkt werden, dass die Datensätze für die Produktion von Chemikalien Mängel aufweisen können, wie bereits z.B. für Schwefelsäure bei Kraus et al. (2019) erläutert wurde.

6.3 Ergebnisse (Wirkungsabschätzung)

Dieses Kapitel dient der Darstellung und Diskussion der Ergebnisse der Ökobilanzen für beide Modellkläranlagen, sowie dem Vergleich der Ergebnisse. Der Vollständigkeit halber werden zu Beginn die Ergebnisse aller berücksichtigten Wirkungskategorien präsentiert, für die Sensitivitätsanalyse wurde jedoch der Fokus speziell auf den kumulierten nicht-erneuerbaren Energieaufwand, das Treibhauspotential, die terrestrische Versauerung, die Süßwassereutrophierung und die Meeresswassereutrophierung gelegt.

Obwohl das System als Ganzes beurteilt werden soll, kann es von Interesse sein, die Reinigungsstufen bzw. Verwertungsprozesse (Vorklämung, Belebungsbecken, Monoverbrennung, etc.) einzeln zu bewerten. Auf diese Weise wird gleich erkennbar, welche Prozesse Belastungen („Burdens“) und welche Vorteile („Benefits“) generieren. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt daher gegliedert sowohl nach Reinigungs-/Prozessschritten als auch nach den Güterklassen der Sachbilanz. Gutschriften durch Substitution von Gütern sind durch negative Werte gekennzeichnet. Die Zahlen über den Balkendiagrammen sind die Summe aus Lasten und Gutschriften, die in den Balkendiagrammen als gelbe Rauten dargestellt werden.

Kumulierter Energieaufwand: In Kapitel 5.3 wurde gezeigt, dass die Kläranlage_Zukunft im Betrieb einen wesentlich niedrigeren Nettostrombedarf als die Referenzanlage aufweist. Beim **kumulierten Energieaufwand** zeigt sich ein ähnliches Bild (Abbildung 26 und Abbildung 27), auch wenn zusätzlich zur Energiebilanz der Kläranlage der Gesamtenergieverbrauch für die Bereitstellung von Energieträgern/Gütern für den Betrieb und Bau der Kläranlagen samt Klärschlammverwertung und P-Rückgewinnung miteinbezogen wird. Die ressourcenschonende Kläranlage weist einen kumulierten Energieverbrauch von 72 MJ eq/(EW.a) auf, was einer **Reduktion im Vergleich zur Referenz von 56%** entspricht. Es wird darauf hingewiesen, dass der Balken „Strom aus Biogas“ in Abbildung 27 die Biogasgutschrift bereinigt vom Energieaufwand für den Betrieb der Faulung und der

Schlammwässerung (Kläranlage_Ist: +2,58 MJ-eq/(EW.a); Kläranlage_Zukunft: +1,6 MJ-eq/(EW.a)) darstellt. Die größte Reduktion im Modell_Zukunft ergibt sich im Belebungsbecken, vorwiegend durch die Reduktion des Stromverbrauchs für die Belüftung und für die Rührenergie (-22 MJ-eq/(EW.a)) und durch die Verringerung des Fällmittelbedarfs (-17 MJ-eq/(EW.a)). Ein signifikanter Beitrag zur Reduktion des kumulierten Energieaufwands wird auch durch die Erhöhung der Stromproduktion aus Biogas auf der Kläranlage erzielt (-28 MJ-eq/(EW.a)). Demgegenüber steht der Strom- und Polymerverbrauch für den Betrieb der MikroSiebung von ~15 MJ-eq/(EW.a).

Die Netto-Gutschrift durch die Substitution von P/N-Dünger bei der Struvitgewinnung fällt wesentlich kleiner aus. Hier spielt der Energieaufwand für die Bereitstellung des Magnesiumchlorids und auch des angenommenen Strombedarfs eine signifikante Rolle. Bei der Phosphor-Rückgewinnung aus den Aschen wird die Substitutionsgutschrift ebenfalls durch den Energie- und Chemikalienverbrauch (Dampf und Salzsäure) abgemindert. Die Brutto-Substitutionsgutschrift der Phosphorsäure samt Nebenprodukten läge jedoch mit -66 MJ-eq/(EW.a) weit über jener aus der Biogasnutzung. Ob diese zu Nutzen gemacht werden kann, hängt davon ab, inwieweit sich die Aufwendungen bei den P-Rückgewinnungsprozessen reduzieren lassen. Wenn der Bedarf an Hilfsmitteln prozesstechnisch nicht verringert werden kann, wäre es sinnvoll zu hinterfragen, ob diese Güter als Nebenprodukte bei anderen Industrieprozessen anfallen und diese zu bevorzugen. Somit müssten sie nicht mit erhöhtem Ressourcenaufwand hergestellt werden. Die Salzsäure-Herstellung im verwendeten Ecoinvent-Datensatz (market for hydrochloric acid - RER), zum Beispiel, beruht zu ~70% auf der industriellen Herstellung über die Reaktion von Wasserstoff mit Chlor, zu ~28% auf dem Mannheim-Prozess und nur zu ~2% auf der Chlorierung von organischen Verbindungen, bei der HCl als Nebenprodukt in technischer Qualität anfällt. Würde mehr Anteil vom HCl als Nebenprodukt bzw. aus dem Mannheim-Prozess für die Ionentauscher-Regenerierung verwendet, hätte das eine positive Auswirkung auf den Energieaufwand der P-Rückgewinnung. Als Alternative könnte ein Teil von HCl aus der anfallenden Ca/Mg-Chloridlösung nach entsprechender Behandlung (Gipsfällung) zurückgewonnen werden.

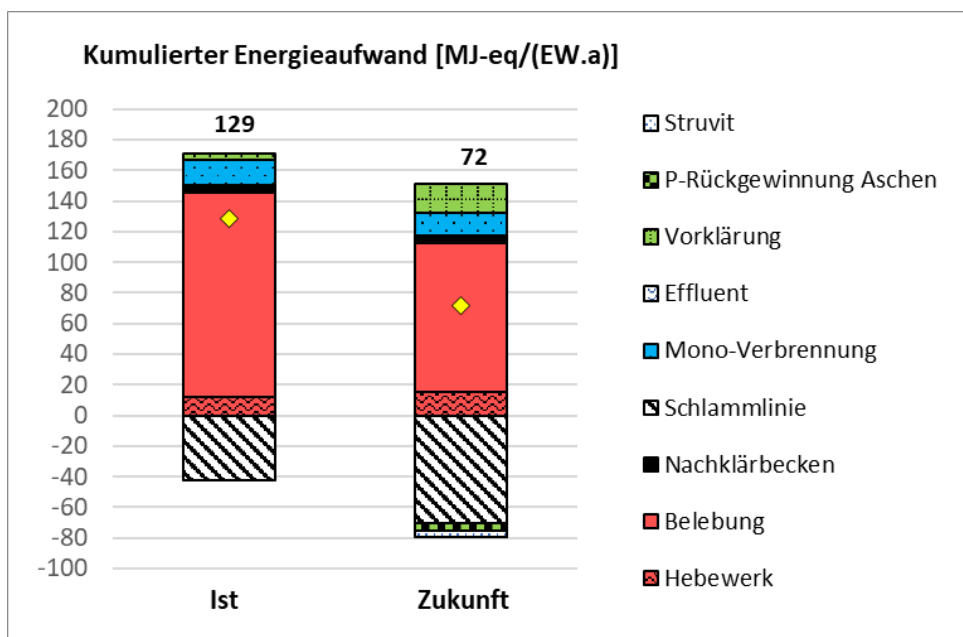


Abbildung 26. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Kumulierter Energieaufwand aus fossilen und nuklearen Energieträgern“, Zuordnung nach Reinigungsstufen. Die Belebung enthält auch die Aufwendungen des Sandfilters. Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.

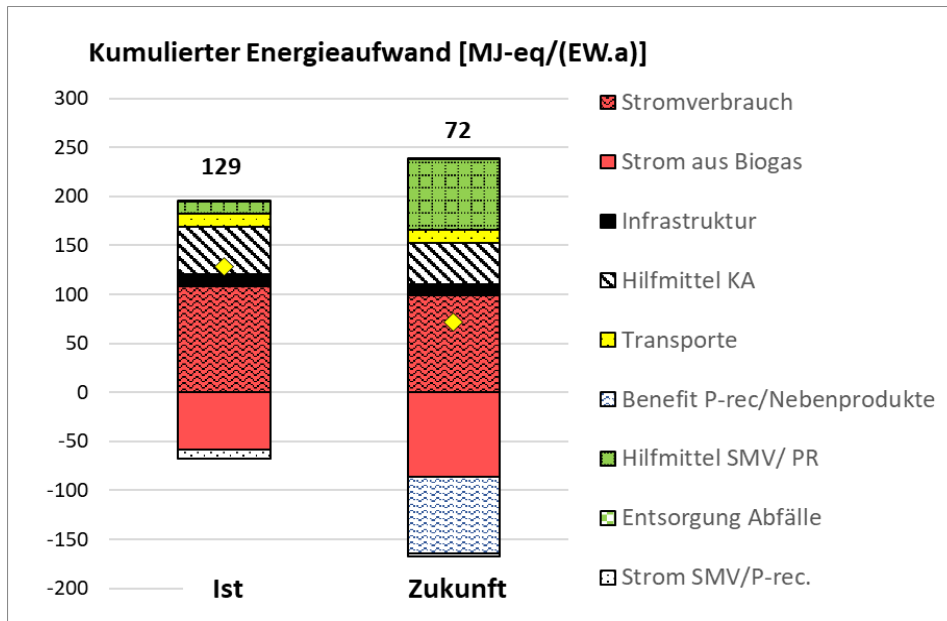


Abbildung 27. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Kumulierter Energieaufwand aus fossilen und nuklearen Energieträgern“, (SMV=Schlamm Mono-Verbrennung; P-rec=Phosphor-Rückgewinnungsprozesse). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.

Der kumulierte Energieaufwand für die Bauphase der Kläranlage (exkl. Monoverbrennung) ist im Vergleich zu den Betriebsaufwendungen nicht besonders relevant: Kläranlage_Ist: 10 MJ-eq/(EW.a); Kläranlage_Zukunft: 8,8 MJ-eq/(EW.a). Das ergibt sich aus der hohen Lebensdauer der Infrastruktur und dem intensiven Güterverbrauch in der Betriebsphase. Relativ gesehen, steigt jedoch die Relevanz der Infrastruktur (inkl. Monoverbrennung) bei der Kläranlage_Zukunft von 10 auf 16%, weil eben der Betrieb ressourcenschonender ist. Unter den Baumaterialien ist die Erzeugung vom Bewehrungsstahl und Beton am energieintensivsten und dominiert den Energieaufwand der Infrastruktur der Kläranlagen (Abbildung 28). Die Reduktion der Infrastrukturaufwendungen beträgt lediglich -1,2 MJ-eq/(EW.a), da obwohl die Beckenvolumina der Kläranlage_Zukunft um 29% kleiner dimensioniert werden können, der Materialverbrauch damit nicht linear abnimmt. Darüber hinaus kommen die Aufwendungen für den Edelstahl der Mikrosiebe und der Behälter der Struvitsfällung hinzu. Der Anteil der Monoverbrennungsanlage bleibt in beiden Modellen gleich bei 2,7 MJ-eq/(EW.a), weil die Schlammproduktion der zwei Anlagen gleich ist.

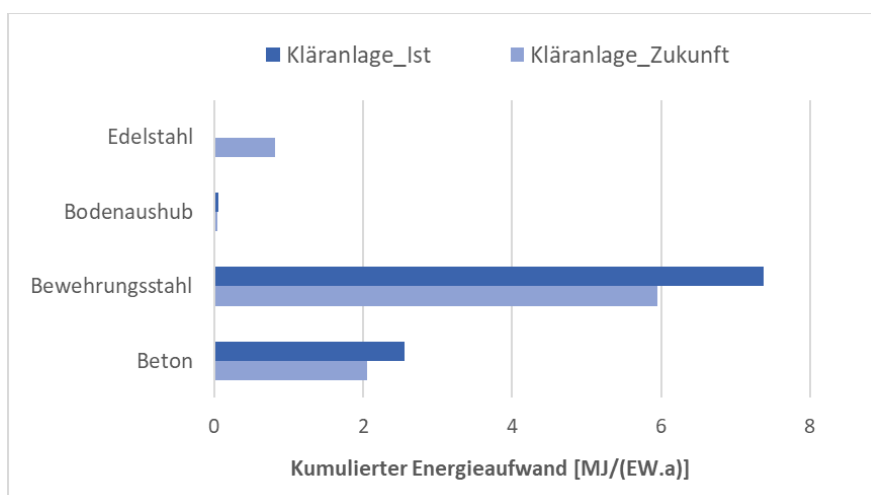


Abbildung 28. Kumulierter Energieaufwand für die Infrastruktur der Kläranlage (exkl. SMV und P-Rückgewinnung aus den Aschen).

Treibhausgaspotential: Die Ergebnisse der Ökobilanz für die Wirkungskategorie „Treibhauspotential“ deuten darauf hin, dass der Ausstoß an CO₂-eq der konventionellen und der ressourcenschonenden Modellkläranlagen vergleichbar sind (Abbildung 29 und Abbildung 30). Das Modell_Zukunft verursacht mehr Emissionen (+3,6 kg CO₂-eq/(EW.a), in Abbildung 30). Diese werden jedoch durch die Gutschriften aus der energetischen Biogasverwertung (-6,3 kg CO₂-eq/(EW.a)), aus der Substitution von P/N-Dünger durch Struvit (-0,9 kg CO₂-eq/(EW.a)), sowie aus der Rückgewinnung der Phosphorsäure (-1,7 kg CO₂-eq/(EW.a)) und der Chloridlösungen (-1,6 kg CO₂-eq/(EW.a)) ausgeglichen. Die Belebung stellt bei beiden Modellkläranlagen die größte Netto-Emissionsquelle dar, wobei die direkten Emissionen von Lachgas und fossilem CO₂ aus dem Abwasser sowie die indirekte Emission aus der Strombereitstellung die wesentlichen Komponenten darstellen (bezogen auf die CO₂-eq-Emission der Belebung in Kläranlage_Ist: N₂O: 30 %, CO₂-fossil: 26 %, Stromverbrauch: 31%; in Kläranlage_Zukunft: N₂O: 40%, CO₂-fossil: 26 %, Stromverbrauch: 26 %). Die ressourcenschonende Modellkläranlage weist einen leicht erhöhten direkten N₂O-Ausstoß auf (+1,9 kg CO₂-eq/(EW.a); +13%), weil bei der Zentratbehandlung über Deammonifikation prozessbedingt (Nitritation) vermehrt N₂O biologisch gebildet wird.

Aus Abbildung 29 ist ersichtlich, dass das Netto-Treibhausgaspotential der Schlammlinie in Kläranlage_Ist nur eine geringfügige CO₂-Gutschrift aufweist (-0,1 kg CO₂-eq/(EW.a)). Hier wird die Gutschrift aus der energetischen Verwertung von Biogas (erneuerbarem Energieträger) durch die direkten Methanemissionen bzw. -verluste abgemindert. Es zeigt sich, dass bei der angenommenen Methanemission von 4,4% der produzierten Methanmenge und unter Berücksichtigung des österreichischen Strommixes das CO₂-Reduktionspotential des erneuerbaren Energieträgers Biogas bereits ausgeschöpft ist. Wird ein Strommix herangezogen, der weniger Ökostrom enthält, wie zum Beispiel jener von Deutschland, dann wäre dieser Ausgleichspunkt erst bei 8% Methanemissionen erreicht.

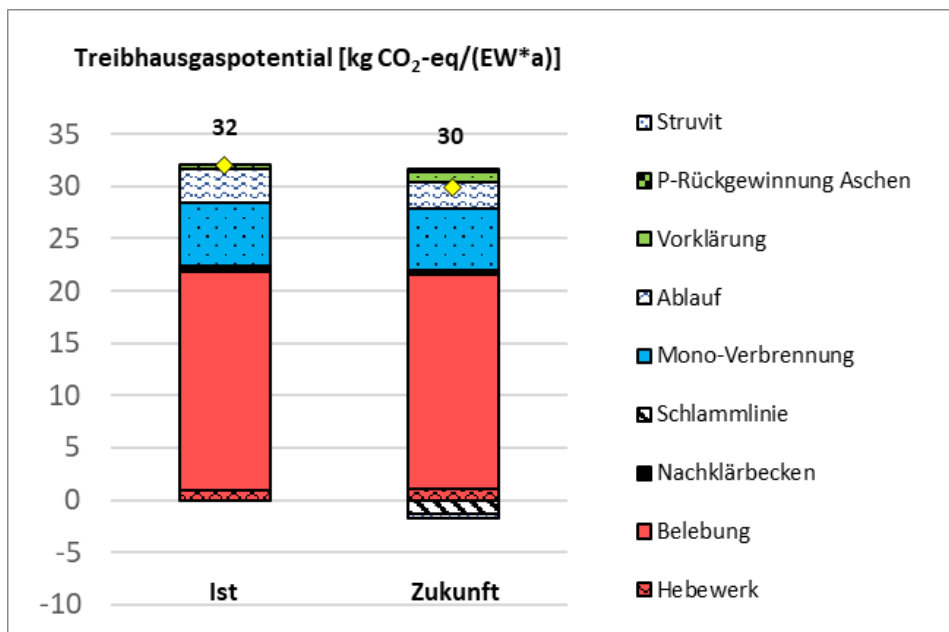


Abbildung 29. Vergleich der Ergebnisse der Modellkläranlagen für die Wirkungskategorie „Treibhausgaspotential“, Zuordnung nach Reinigungsschritten (die Mono-Verbrennung inkludiert die Schlamm- und Aschen-Transporte). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.

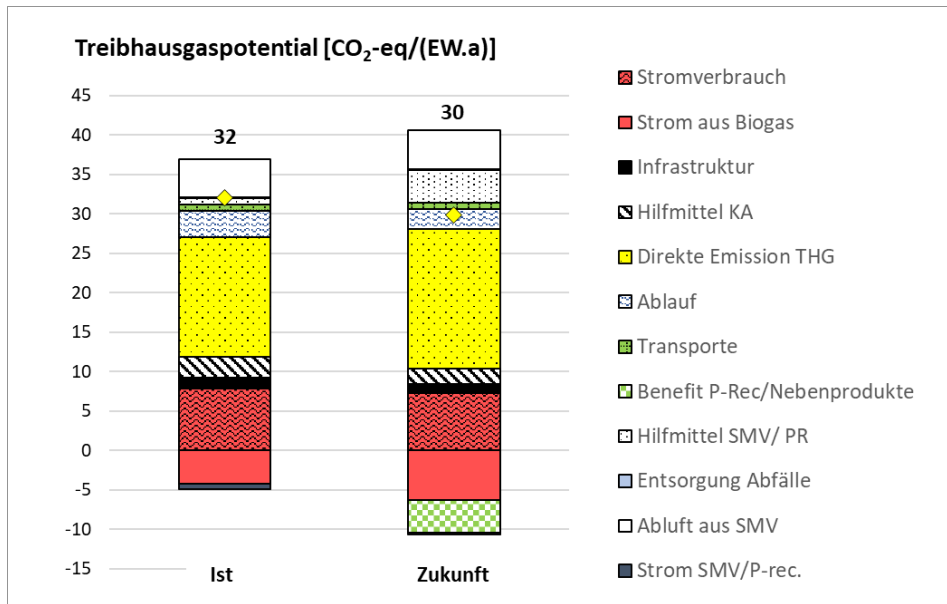


Abbildung 30. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Treibhausgaspotential“, (SMV=Schlamm Mono-Verbrennung; P-rec=Phosphor-Rückgewinnungsprozesse). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.

Aufgrund der dominanten Auswirkung der direkten Treibhausgasemission in der Gesamtbilanz, ist speziell beim „Treibhausgaspotential“ der Einfluss der Unsicherheiten in Zusammenhang mit den Modelleingangsgrößen und Emissionsfaktoren über eine Sensitivitätsanalyse zu überprüfen (Kapitel 6.5). Im Vergleich zu anderen Studien (wie z.B. Lorenzo-Toja et. al., 2016) ist hier der Einfluss der direkten Emissionen höher als jener des Stromverbrauchs, weil der österreichische Strommix einen großen Anteil an erneuerbarem Strom (Wasserkraft) enthält.

Die Emissionen aus der Infrastruktur tragen auch in dieser Kategorie nur geringfügig bei. Hervorzuheben ist jedoch, dass die Betonherstellung diesmal deutlich mehr Auswirkung auf die CO₂-Emissionen als beim kumulativen Energieaufwand aufweist, weil neben dem hohen Energieverbrauch bei der Herstellung auch CO₂ bei der Überführung von Calciumkarbonat (CaCO₃) in Branntkalk (CaO) freigesetzt wird.

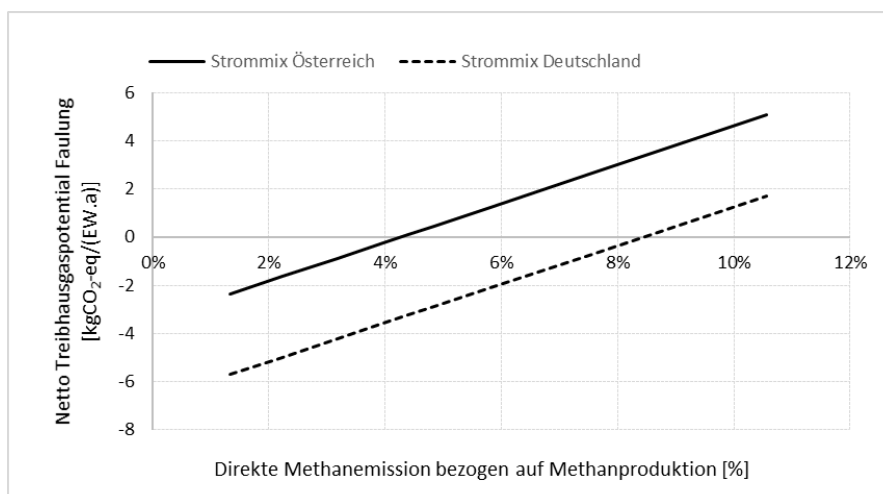


Abbildung 31. Einfluss der direkten Methanemissionen (Methanschlupf, Verluste im Bereich des Faulturms sowie Nachproduktion im Stapelbehälter) auf die Netto-Treibhausgasbilanz der Faulung bei der Kläranlage_Ist.

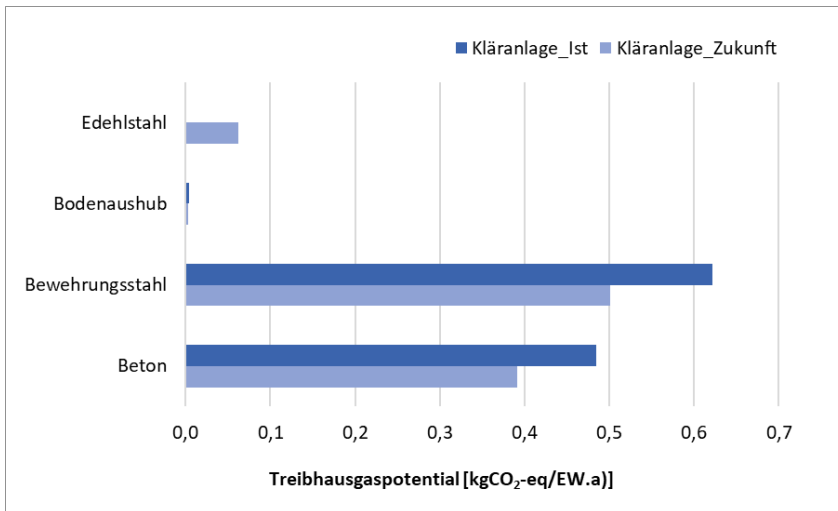


Abbildung 32. Treibhausgaspotential für die Infrastruktur der Kläranlage (exkl. SMV und P-Rückgewinnung aus den Aschen).

Überschreitung terrestrischer Versauerung: Bei den anderen berücksichtigten Wirkungskategorien zeigt sich durch die Implementierung der Kläranlage_Zukunft tendenziell eine Reduktion des ökologischen Fußabdrucks der Abwasserreinigung. Bei der terrestrischen Versauerung ergibt sich ein signifikantes Verringerungspotential durch die Substitutionsgutschriften vom P/N-Düngermittel (-0,01 molH⁺-eq/(EW.a)), sowie von den Chemikalien Phosphorsäure, Eisenchlorid und Kalziumchlorid (-0,055 molH⁺-eq/(EW.a)). Der Beitrag der erhöhten Biogasverstromung ist im Vergleich dazu vernachlässigbar (-0,005 molH⁺-eq/(EW.a)). Die Versauerung von Böden wird hauptsächlich durch Deposition (sauren Regen) von Schwefel- und Stickstoffoxiden aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe verursacht und hängt somit mit dem Energieverbrauch der Prozesse eng zusammen.

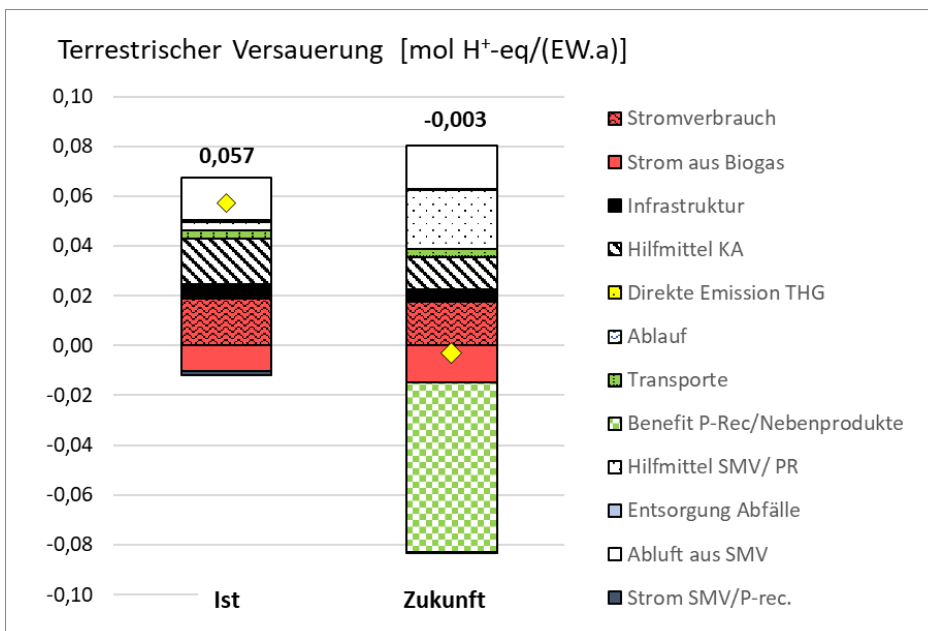


Abbildung 33. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „kumulierte Überschreitung terrestrischer Versauerung“, (SMV=Schlamm Mono-Verbrennung; P-Rec=Phosphorrückgewinnung). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.

Es wird ersichtlich, dass ohne die Gutschriften aus dem Biogas und aus anderen zurückgewonnen Nebenprodukten das Versauerungspotential der Kläranlage_Zukunft zunehmen würde, weil der Betrieb

durch die neu implementierten P-Rückgewinnungsverfahren mehr Betriebsmittel braucht. Der höhere Verbrauch an Magnesiumchlorid und an Salzsäure leistet nämlich einen signifikanten Beitrag ($0,02 \text{ molH}^+ \text{-eq}/(\text{EW.a})$). Die Abluft aus der Monoverbrennung ist auch eine wesentliche Emissionsquelle, die jedoch in beiden Szenarien vergleichbar bleibt (auch im Falle einer Mitverbrennung).

Eutrophierungspotential: Beim Süßwassereutrophierungspotential und Meerwassereutrophierungspotential wird das Bild von der Stickstoff- und Phosphorfracht im Ablauf der Kläranlage dominiert (Abbildung 34). In beiden Wirkungskategorien ist eine Verbesserung in der Kläranlage_Zukunft zu verzeichnen, weil die Ablauffracht an Ges.P und in geringerem Maße an Ges.N in der Kläranlage_Zukunft durch den Sandfilter reduziert wird. Die anderen Prozesse spielen im Vergleich dazu eine untergeordnete Rolle.

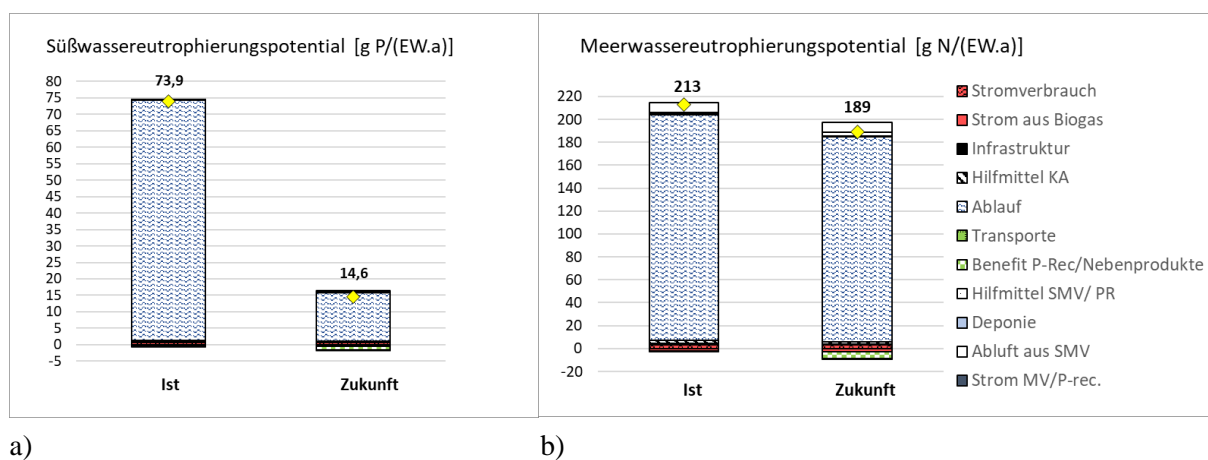


Abbildung 34. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Süßwassereutrophierungspotential“ und „Meerwassereutrophierungspotential“, (SMV=Schlamm Mono-Verbrennung; P-Rec=Phosphor-Rückgewinnungsprozesse). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.

Abbau endlicher abiotischer Ressourcen: Wie zu erwarten, erzielt die ressourcenschonende Kläranlage_Zukunft bei dem Abbau von endlichen abiotischen Ressourcen (Metalle/Mineralien) wesentliche Einsparungen, die hauptsächlich auf die Rückgewinnung von Phosphor zurückzuführen sind. Bei den getroffenen Annahmen übersteigen die Gutschriften aus der Substitution von Düngemittel und von Chemikalien weithin die zusätzlichen Aufwendungen für die Herstellung der Hilfsmittel der Rückgewinnungsprozesse. Der Fußabdruck der Abwasserreinigung kann in dieser Kategorie um -300% verringert werden. Das Einsparungspotential an mineralische Ressourcen ergibt sich zu 14% aus der Nutzung von Struvit als Ersatz für Mineraldüngemittel, zu 58% aus der Rückgewinnung von Phosphorsäure aus den Klärschlammaschen und zu 28% aus der Vermarktung der Nebenprodukte Eisenchlorid und Kalziumchlorid. Der Beitrag aus Phosphorsäure ist bezogen auf den Gesamtprozess signifikanter, weil die P-Rückgewinnungsquote aus der Asche höher ist als im Faulschlammwasser.

Toxizitätspotential: Bei den toxikologischen Wirkungskategorien (Humantoxizität und Ökotoxizität) bleibt der Trend unverändert. Durch die ressourcenschonenden Ansätze der Kläranlage_Zukunft wäre es auch möglich, toxische Auswirkungen auf Menschen und Umwelt zu reduzieren. Bei den toxikologischen Wirkungskategorien ist es aufgrund der unzureichenden Robustheit/Belastbarkeit der Assessmentmethoden wenig sinnvoll die absoluten Outputwerte der Wirkungsabschätzung heranzuziehen, daher ist die prozentuelle Abweichung zwischen den zwei Szenarien Ist und Zukunft zu betrachten. Für die Wirkungskategorien Humantoxizität kanzerogen, Humantoxizität nicht-kanzerogen

und Süßwasser-Ökotoxizität ergeben sich bei der Kläranlage_Zukunft folgende prozentuelle Verschiebungen im Vergleich zur Referenz: -2%, -5% und -19%.

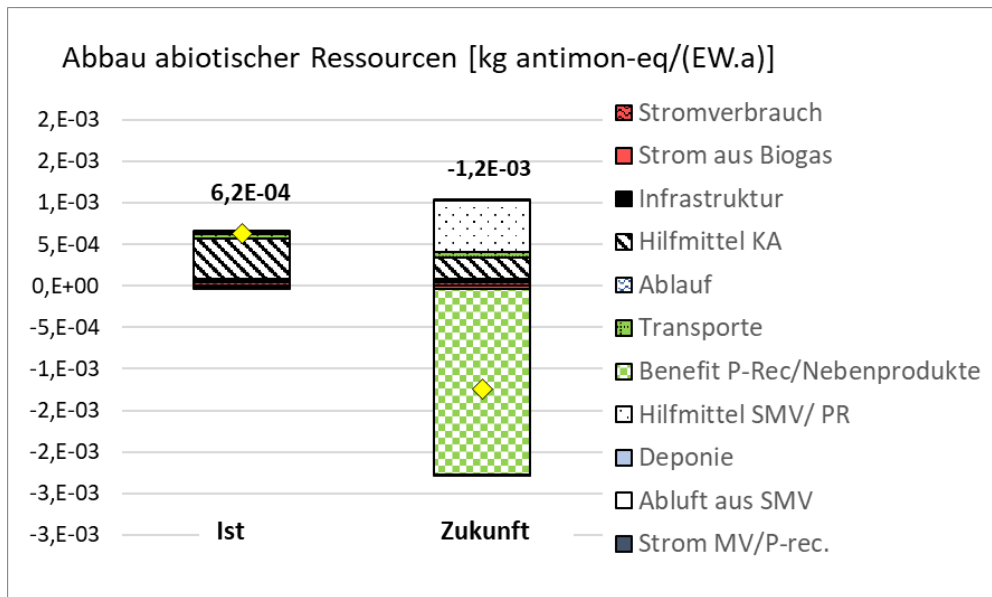


Abbildung 35. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Abbau endlicher abiotischer Ressourcen“, (SMV=Schlamm Monoverbrennung; P-Rec=Phosphor-Rückgewinnungsprozesse). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.

Bei der Humantoxizität sowohl kanzerogen als auch nicht-kanzerogen scheinen die Luftemissionen aus der Monoverbrennung die größte Relevanz zu haben (95% der Gesamtwirkung), vorwiegend durch Quecksilber- und Blei-Emissionen. Da die Monoverbrennung in beiden Modellen gleich abgebildet ist, ergeben sich folglich vergleichbare Auswirkungen im Referenzsystem und in der ressourcenschonungsorientierten Variante. Bei der Humantoxizität kanzerogen ist an der zweiten Stelle die Infrastruktur mit 3% der Gesamtauswirkung, die hauptsächlich auf Emissionen aus der Stahlherstellung zurückzuführen ist. Bei der Humantoxizität nicht-kanzerogen sind hingegen die Metallemissionen im Ablauf der Kläranlagen die zweitgrößte identifizierte Quelle (2% der Gesamtwirkung). Hervorzuheben ist das Entfrachtungspotential durch die Substitution von u.a. Cadmium hältigem Mineraldünger durch Struvit und Phosphorsäure, weil diese Produkte sehr geringe Kontaminationen aufweisen.

Bei der Süßwasserökotoxizität verzeichnet sich eine leichte Reduktion der toxischen Wirkung durch die Kläranlage_Zukunft. Bei dieser Kategorie ergibt sich ca. ein Drittel der toxischen Wirkung aus indirekten Emissionen von Schwermetallen in die Luft (Klärschlammverbrennung) und zwei Drittel aus direkten Emissionen in Oberflächengewässer. In beiden Fällen, ergeben sich die Emissionen vorwiegend aus Zink, ein Ergebnis das jedoch diskutabel ist (Diepold, 2020). Es wird hier nochmals betont, dass die Ergebnisse der toxikologische Wirkungskategorien mit besonderer Vorsicht zu genießen sind, zum einen, weil die Methoden der Wirkungsabschätzung für diese Kategorien noch ein großes Optimierungspotential aufweisen, zum anderen, weil toxikologische Bewertungen sehr ortsspezifisch sind und nur eingeschränkt allgemeine Aussagen getroffen werden können.

Bezüglich des Einflusses der Infrastruktur kann festgehalten werden, dass die Bauphase der Kläranlage auch in den anderen berücksichtigten Kategorien, ähnlich wie beim Treibhausgaspotential und beim kumulierten Energieaufwand, eine untergeordnete Rolle spielt. Ein ähnliches Ergebnis gilt auch für die Transporte von Klärschlamm, Aschen, Struvit und anderen Restprodukten.

Ökobilanz-Ergebnisse aus verschiedenen Studien lassen sich wegen der unterschiedlichen Verfahrenskonfigurationen, Systemgrenzen und Annahmen nur bedingt untereinander vergleichen.

Nichtsdestotrotz wurde ein Vergleich mit Literaturwerten angestrebt. In Remy und Cazalet (2018) lagen der kumulierte Energieaufwand und das Treibhausgaspotential für die Referenzkläranlage mit 50.000 EW (mit chemischer P-Fällung und Schlammfäulung) bei jeweils 154 MJ/(EW.a) bzw. 34 kg CO₂-eq/(EW.a). In Morera et al. (2017), lässt sich für die Kläranlage in Girona (Katalonien) mit 200.000 EW (Auslegung) ein Treibhausgaspotential von 43 kg CO₂-eq/(EW.a) berechnen, wobei hier als funktionelle Einheit ein m³ gereinigtes Abwasser angenommen wurde und somit die Vergleichbarkeit eingeschränkt ist. Delre et al. (2018) errechneten für sieben dänischen Kläranlagen ein Treibhausgaspotential zwischen 29-43 kg CO₂-eq/(EW.a). Ein Vergleich in den Eutrophierungskategorien ist aufgrund der sehr unterschiedlich angenommenen Reinigungswirkungsgrade kaum möglich, wie es Remy und Cazalet (2018) zu entnehmen ist. Das Süßwassereutrophierungspotential liegt bei Kläranlagen > 50.000 EW je nach Annahme zwischen 40 und 150 g P/(EW.a). Es kann also abgeleitet werden, dass die Ergebnisse der Kläranlage_Ist für die oben erwähnten Wirkungskategorien in einem ähnlichen Bereich wie Literaturwerte liegen.

Werden das Treibhausgaspotential und der kumulierte Energieaufwand der einzelnen P-Rückgewinnungsverfahren auf die rückgewonnen P-Fracht bezogen, ergeben sich für die Struvitfällung Gutschriften von - 6,2 kg CO₂/kg P_{recycled} bzw. -71 MJ/kg P_{recycled}, die vergleichbar mit den Ergebnissen von Amann et al. (2018) sind. Für das EcoPhos-Verfahren ergeben sich Nettowerte von 0,4 kg CO₂/kg P_{recycled} bzw. -8 MJ/kg P_{recycled}. Beim Treibhausgaspotential werden die Gutschriften aus der Phosphorsäure und aus den Nebenprodukten durch den Verbrauch der Salzsäure abgemindert. Würde die Salzsäure über den Mannheim-Prozess hergestellt an Stelle der Reaktion von Wasserstoff mit Chlor, würde sich der CO₂-Ausstoß halbieren und ein Nettowert von -0,8 kg CO₂/kg P_{recycled} erzielt werden.

6.4 Normierung

Um die Ergebnisse der einzelnen Kategorien in Relation setzen zu können und somit die Relevanz der Auswirkungen und Emissionen beurteilen zu können, gibt es in der ISO Norm 14044 die Möglichkeit, die Ergebnisse zu normieren. Ein Vergleich der Ergebnisse der Modellkläranlage_Ist mit den einwohnerspezifischen Normierungsfaktoren nach Bennini et al. (2014) für ausgewählte Wirkungskategorien ist Tabelle 23 zu entnehmen.

Tabelle 23. Normierung ausgewählter Indikatoren der Kläranlage_Ist und Kläranlage_Zukunft.

Wirkungskategorie	Einheit	Normierungsfaktor*	Kläranlage_Ist [% Normierungsfaktor]	Reduktion durch Kläranlage_Zukunft [% Normierungsfaktor]
Kumulativer Energieaufwand, fossil und nuklear	MJ-eq/(E.a)	113.853	0,2%	0,1%
Treibhausgaspotential	kg CO ₂ -eq./(E.a)	9.220	0,7%	0,05%
Kumulierte Überschreitung terrestrischer Versauerung	mol H ⁺ -eq./(E.a)	47,3	0,24%	0,2%
Süßwassereutrophierungspotential	kg P-eq./(E.a)	1,48	9,9%	8%
Meerwassereutrophierungspotential	kg N-eq./(E.a)	16,9	2,5%	0,28%
Abbau von endlichen abiotischen Ressourcen (Metalle/Mineralien)	kg Sb-eq./(E.a)	0,1	1,24%	3,7%

*E: Einwohner; Benini et al. (2014).

Die Ergebnisse der Ökobilanz wurden von Einwohnerwerten auf Einwohner (E) umgerechnet, unter der Annahme, dass pro Einwohner auch durch Gewerbeabwasser zwei Einwohnerwerte produziert werden (Zessner und Lidner, 2005). Wie aus Tabelle 23 ersichtlich, macht die Abwasserreinigung nur einen geringen Anteil der jährlichen Auswirkung eines EU-Einwohners bei den meisten Wirkungskategorien aus. In allen Kategorien könnte eine Reduktion durch die ressourcenschonende Kläranlage erzielt werden. Für die Toxizitätskategorien konnten keine verlässlichen Normierungsergebnisse abgeleitet werden.

6.5 Sensitivitätsanalyse - Interpretation

Um den Einfluss der Unsicherheiten in Zusammenhang mit Modellparametern auf das Ergebnis der Wirkungsabschätzung darzustellen und kritische Modellannahmen zu identifizieren, wurden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung einer Sensitivitätsanalyse unterzogen. Verschiedene Szenarien wurden dabei berücksichtigt.

Unsicherheiten können als Parameterunsicherheiten eingeführt werden, wenn Eingabedaten von Natur aus variabel, schwer zu messen oder überhaupt nicht verfügbar sind. Darüber hinaus können sich Modellunsicherheiten aus der Struktur und den mathematischen Beziehungen innerhalb des Modells ergeben. Zur ersten Gruppe gehören z.B. die Emissionen an Treibhausgasen aus der Kläranlage, deren Quantifizierung besonders herausfordernd ist. Als Modellunsicherheiten können z.B. die Annahme des Phosphorgehalts der Klärschlammasche bzw. des Faulschlammwassers genannt werden, die die Ökobilanz der P-Rückgewinnungsverfahren besonders beeinflussen können (siehe z.B. die Sensitivitätsanalyse von Kraus et al., 2019).

Der Einfluss der CH₄-Emissionen auf die Treibhausgasbilanz der Faulung wurde bereits in Abbildung 31 dargestellt. Bezogen auf das gesamte Treibhausgaspotential der Kläranlage_Ist, verursacht eine Variation der Methanemission um +50% eine Erhöhung von +5%. Im Vergleich dazu, würde eine Erhöhung der N₂O-Emissionen aus dem Belebungsbecken um +50% das Treibhausgaspotential der Anlage um +10% steigern. Ähnliches gilt für die Kläranlage_Zukunft. Es ist anzumerken, dass die Sensitivität des Treibhausgaspotentials aufgrund von Unsicherheiten der Emissionsannahmen mit zunehmender Decarbonisierung des Strommix bzw. mit ressourcenschonendem Betrieb zunehmen wird, weil dann die CO₂-Bilanz der Kläranlage von den direkten Emissionen immer mehr bestimmt sein wird.

Ähnliche Überlegungen gelten für den Beitrag der Infrastruktur in allen Wirkungskategorien. Mit zunehmenden klima- und ressourcenschonenden Maßnahmen wird der prozentuelle Beitrag der Bauphase in den meisten Kategorien an Gewicht zunehmen. Es ist daher sinnvoll auch hier Optimierungen anzustreben.

Eine Berechnung der Ökobilanz bei einer kürzeren Lebensdauer der Kläranlage wurde nicht durchgeführt, weil in der Praxis die angenommene Lebensdauer von 30 Jahren in der Regel eher überschritten wird.

Die Modellannahmen bez. der Reduktion der Beckenvolumina, die sich in der Verringerung der Infrastrukturaufwendungen widerspiegeln, können auch bezogen auf das Gesamtergebnis als wenig sensitiv eingestuft werden.

Die Annahmen zum Stromverbrauch der Kläranlage_Ist stützen sich auf Praxiserfahrungen und werden daher als verlässlich bewertet. Der Stromverbrauch für Mikrosiebe, Sandfilter und

Eindickungszentrifuge beruht auf Schätzung und wurde daher überprüft. Eine Erhöhung um +50% aller drei Komponenten bewirkt folgende Änderungen in den jeweiligen Wirkungskategorien: kumulierter Energieaufwand +12%, Treibhausgaspotential +2%, terrestrisches Versauerungspotential +52%.

Der Polymehrbedarf könnte je nach Abwasser- bzw. Schlammeigenschaften schwanken. Bei einem 50% höherem Bedarf sowohl bei der Mikrosiebung als auch bei der Schlammeindickung würde sich das Ergebnis beim kumulierten Energieaufwand (+116%) und beim terrestrischen Versauerungspotential (+80%) signifikant ändern, beim Treibhausgaspotential mit lediglich um +1% nicht.

Es zeigt sich also, dass sowohl die Betriebsmittel der Anlage als auch der Energiebedarf einen signifikanten Einfluss auf die Gesamtauswirkung der Kategorien kumuliertem Energieaufwand, terrestrisches Versauerungspotential und weniger auf das Treibhausgaspotential, bei dem die direkten Treibhausgasemissionen die indirekten aus dem Energieverbrauch übersteigen, bewirken.

Bei der Struvitfällung gab es in der Literatur unterschiedliche Angaben, die in der Sensitivitätsanalyse überprüft werden können. Zum einen wurde der Stromverbrauch von 15 kWh/kg P_{recycle} (Egle et al., 2016b) auf 10 kWh/kg P_{recycle} (Remy und Jossa, 2015) reduziert (-33%). Die Wirkung zeigt sich am stärksten in den Kategorien Treibhausgaspotential und kumuliertem Energieaufwand mit einer Erhöhung der Gutschrift des Prozesses um jeweils 46% bzw. 54%. Das bewirkt auf das gesamte Ergebnis eine Reduktion von -0,6% für das Treibhausgaspotential und von -3% kumuliertem Energieaufwand. Außerdem wurde angenommen, dass bei der Struvitaufbringung auf landwirtschaftlichem Boden N_2O - und NH_3 -Emissionen entstehen können, ähnlich wie bei Mineraldüngern. Die Emissionen wurden mit den Emissionsfaktoren entsprechend den IPCC Guidelines 2006 geschätzt. Beim Treibhausgaspotential wird die Gutschrift aus der Substitution des N-Düngers durch das N_2O ausgeglichen, beim terrestrischen Versauerungspotential wird die Gutschrift durch NH_3 zum Teil abgemindert. Somit verringert sich die Gutschrift, nur für den Prozess Struvitfällung betrachtet, von -0,36 kg $CO_2\text{-eq}/(EW.a)$ auf -0,036 kg $CO_2\text{-eq}/(EW.a)$ (-90%), beim Versauerungspotential von -0,008 mol $H^+\text{-eq}/(EW.a)$ auf +0,001 mol $H^+\text{-eq}/(EW.a)$. Werden gleichzeitig die Emissionen berücksichtigt und der Stromverbrauch um ein Drittel reduziert, erlangt das Treibhausgaspotential erneut eine Gutschrift von -0,15 kg $CO_2\text{-eq}/(EW.a)$. Das Treibhausgaspotential für die Gesamtanlage würde sich jedoch in beiden Szenarien um nur 0,5% bzw. 1% verringern. Ähnliches gilt für den kumuliertem Energieaufwand.

Zusammenfassend, zeigt sich also, dass Änderungen der Annahmen bei der Struvitfällung und -nutzung wenn sie auch für die Ökobilanz des Prozesses relevant sind, auf die Gesamtökobilanz betrachtet einen geringen Einfluss haben.

Am Beispiel der Struvitfällung wurde auch untersucht, wie sich die Substitution von anderen P-Dünger wie z.B. Singlesuperphosphate und Triplesuperphosphate an Stelle des P-Dünger mix von der EcoInvent-Datenbank (~62% Singlesuperphosphat, ~7% Triplesuperphosphat, ~7% Kompost, ~9% org. Dünger, ~7% Diammoniumphosphat und ~8% Monoammoniumphosphat) auswirkt. Mit den anderen P-Düngern verändern sich die Ökobilanzen in allen Kategorien nur geringfügig.

Beim EcoPhos-Verfahren wurde ebenso der Einfluss des Energieverbrauchs (Dampfverbrauchs) untersucht. Bei einer Erhöhung von +50% ergibt sich für das Treibhausgaspotential des P-Rückgewinnungsprozesses einer Steigerung von +360%, beim kumulierten Energieaufwand (fossil) eine Reduktion der Gutschrift um -89%. Der Einfluss auf die gesamte Kläranlage_Zukunft ist diesmal

ausgeprägter als bei der Struvitfällung, speziell beim kumulierten Energieaufwand von 72 auf 80 MJ-eq/(EW.a) (+13%), etwas weniger beim Treibhausgaspotential von 30 auf 32 kg CO₂-eq/(EW.a) (+2%).

Tritt das Szenario ein, dass die Nebenprodukte Kalziumchlorid und Eisenchlorid nicht wiederverwendet werden können, ändert sich das Gesamtergebnis für die Kläranlage_Zukunft wie folgt: Treibhausgaspotential +3%, kumulierter Energieaufwand +32%, terrestrischer Versauerung +600%, Gutschrift beim Abbau abiotischer Ressourcen -75%. Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung scheinen daher gegenüber den Wiederverwendungsannahmen der Nebenprodukte besonders sensitiv zu sein.

Wird in einem Szenario die EW-spezifische Phosphorfracht im Zulauf der Kläranlage_Zukunft von 1,8 auf 1,4 g Ges.P/(EW.d) reduziert, verschlechterten sich die Ergebnisse der P-Rückgewinnung aus den Aschen signifikant, weil der Energie- und Chemikalienverbrauch für die Behandlung der Aschen konstant bleibt, jedoch weniger Phosphorsäure gewonnen werden kann. Beim Treibhausgaspotential erhöht sich z.B. der Ausstoß um +230%, beim kumulierten Energieaufwand übersteigt der Verbrauch die Gutschriften (absolute Variation: +245%). Das Ergebnis für die gesamte Kläranlage_Zukunft wird von diesen Veränderungen je nach Wirkungskategorie unterschiedlich beeinflusst. Beim Treibhausgaspotential lässt sich nur eine geringfügige Erhöhung von +0,5% feststellen, beim kumulierten Energieaufwand ist diese mit +5% ausgeprägter.

Die Variante mit der MABR-Technologie in der Trübwasserbehandlung konnte wegen unzureichend belastbarer Daten bezüglich der Zusammensetzung, Masse und Lebensdauer der Membranen nicht vollständig implementiert werden. In der Berechnung wurden daher ausschließlich der niedrige Strombedarf im Betrieb und der Edelstahlrahmen der Module berücksichtigt. Die Ökobilanz ergab in allen Wirkungskategorien minimale Veränderungen, weil sich die Auswirkungen der zwei eingefügten Parameter gegenseitig kompensieren und weil der ökologische Fußabdruck der Trübwasserbehandlung im Gesamtsystem gering ist.

Zusammenfassend, mittels Sensitivitätsanalyse konnten kritische Modellparameter identifiziert werden, deren Unsicherheiten einen starken Effekt auf das Gesamtergebnis ausgewählter Wirkungskategorien haben. Diese sind hauptsächlich die direkten Emissionen an Treibhausgasen, der Verbrauch an Betriebsmitteln und Strom auf der Kläranlage sowie die Gutschriften aus der Nutzung der Rezyklate.

7 Kostenanalyse

7.1 Berechnung der Kosten

7.1.1 Kläranlage_Ist

Die Investitionskosten für die mechanisch - biologische Reinigungsstufe und die Schlammbehandlung der Kläranlage_Ist wurden aus Schätzungen externer Experten abgeleitet. Da in den pauschalen Schätzungen die maschinellen Kosten bereits enthalten sind, wurden diese für die Berechnung der Kapitalkosten als prozentualer Anteil herausgerechnet. Anhand der Daten von Kläranlagenbetreibern wurde der Anteil der Maschinenteknik mit 25% angenommen. Die Kosten für die elektrischen Anlagenteile und die Messtechnik sowie für die Erschließung, die Betriebsgebäude den Grunderwerb, den Rechen und den Sandfang wurden ebenfalls gesondert, als prozentueller Anteil an den gesamten Investitionskosten berechnet. Die Kosten für die elektrischen Anlagenteile und die Messtechnik betragen je 6,7% der Investitionskosten. Der Anteil der Erschließung an den Gesamtkosten beträgt 6,5%, der Anteil der Betriebsgebäude beträgt 16%, der Anteil für Rechen und Sandfang beträgt 3,5% und der Anteil des Grunderwerbs beträgt 3%. Die Kosten der einzelnen Anlagenteile sind in Tabelle 24 angeführt.

Tabelle 24. Auflistung der Investitionskosten der Kläranlage_Ist (Auslegung für 125.000 EW).

Anlagenteil	Kosten	Einheit
Rechen/ Sandfang	1.233.879	€
Vorklärbecken	1.205.938	€
Belebungsbecken	10.250.412	€
Nachklärbecken	4.213.688	€
Statischer Eindicker	374.550	€
MÜSE	416.325	€
Faulung	7.229.950	€
Stapelbehälter vor Entwässerung	602.685	€
Entwässerungszentrifuge	736.575	€
Erschließung	2.291.490	€
Betriebsgebäude	5.640.591	€
Grunderwerb	1.057.611	€
Summe	35.253.693	€

Die mit der Annuitätenmethode aus den Investitionskosten errechneten Kapitalkosten der Kläranlage_Ist betragen **2.012.093 Euro** (20,1 Euro/(EW.a)). Die Betriebskosten der Referenzkläranlage sind in Tabelle 25 aufgeführt. In Abbildung 36 ist die prozentuelle Verteilung der Betriebskosten dargestellt. Die Jahreskosten der Kläranlage_Ist betragen **3.749.687 Euro** (37,5 Euro/(EW.a)).

Tabelle 25. Auflistung der Betriebskosten der Kläranlage_Ist (Auslastung von 100.000 EW).

Betriebsmittel	Kosten	Einheit	Kosten pro EW	Einheit
Energie	101.627	€/a	1,02	€/(EW.a)
Hilfsmittel/ Material/ Labor	158.781	€/a	1,59	€/(EW.a)
Schlamm Entsorgung	535.186	€/a	5,35	€/(EW.a)
Personal	619.000	€/a	6,19	€/(EW.a)
Leistungen Dritter	214.000	€/a	2,14	€/(EW.a)
Sonstiges	109.000	€/a	1,09	€/(EW.a)
Summe	1.737.594	€/a	17,38	€/(EW.a)

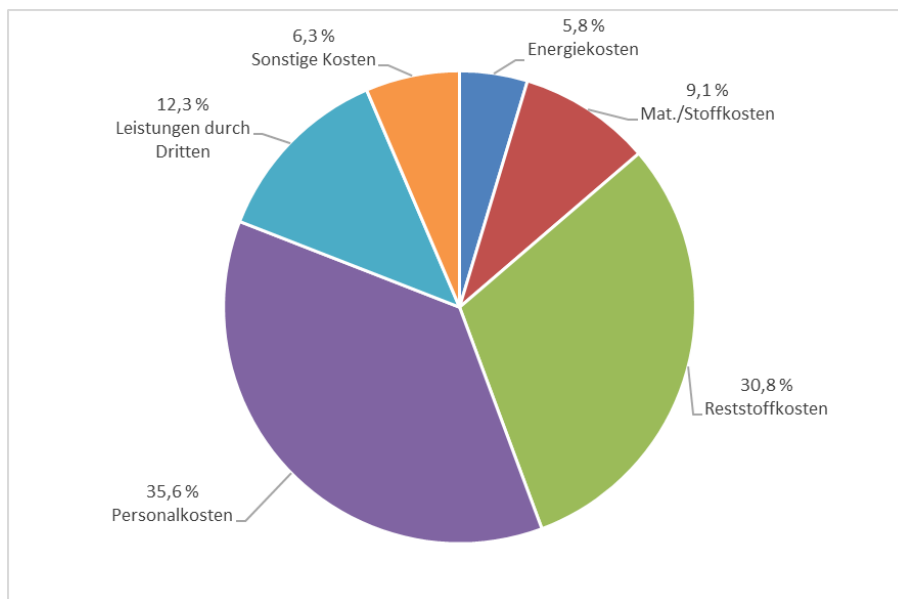


Abbildung 36: Betriebskostenaufteilung der Kläranlage_Ist. Die Energiekosten sind Nettokosten aus dem Strombedarf minus der Eigenstromproduktion aus dem Biogas.

Ein Vergleich der Betriebskosten der Kläranlage_Ist mit den Medianwerten des Benchmarking Berichtes 2018 (ÖWAV, 2018) für die Kläranlagegruppe 6 (≥ 100.000 EW) zeigt eine gute Übereinstimmung der Kosten. Während der Medianwert der gesamten Betriebskosten im Benchmarking Bericht 16,2 €/EW.a beträgt, fallen bei der Kläranlage_Ist Betriebskosten in der Höhe von 17,38 €/EW.a an. Auch die Verteilung der Kosten auf die einzelnen Unterpunkte deckt sich größtenteils mit den Ergebnissen des Benchmarking Berichtes. Einzig im Bereich der Reststoffkosten kommt es zu einer größeren Abweichung des Anteils an den Gesamtkosten. Während der Medianwert der Reststoffkosten im Benchmarking Bericht rund 21 % der Betriebskosten ausmacht (3,3 €/EW.a), liegt der Anteil der Reststoffkosten an den Betriebskosten bei der Kläranlage_Ist bei rund 31 % (5,3 €/EW.a). Das lässt sich jedoch durch die breite Schwankung der Entsorgungskosten erklären. Die Differenz der Anteile der sonstigen Kostenpunkte zwischen den Medianwerten des Benchmarking Berichtes und der Kläranlage_Ist liegen alle unter 5 %.

7.1.2 Kläranlage der Zukunft

Die Investitionskosten für die Modellkläranlage_Zukunft beinhalten die Kosten für die Errichtung der mechanisch-biologischen Reinigungsstufe, der Schlammbehandlung und der Phosphorrückgewinnung durch das AirPrex Verfahren. Des Weiteren sind die Kosten für die Erschließung des Geländes, die Betriebsgebäude sowie den Rechen und den Sandfang enthalten. Diese wurden nach Hosang und Bischof (1989) für die Kläranlage_Ist berechnet und von dieser übernommen. Die Kosten für den Grunderwerb wurden aufgrund des geringeren Platzbedarfs der Kläranlage_Zukunft angepasst.

Die Platzeinsparungen betreffen vor allem die Vorklärung, die im Gegensatz zu der Kläranlage_Ist durch Mikrosiebe erfolgt und das Belebungsbecken. Auch bei der Faulung und dem Stapelbehälter vor der Entwässerung kommt es auf der Kläranlage_Zukunft zu einer geringen Platzeinsparung. Die Trübwasserbehandlung, die Sandfilter und das AirPrex Verfahren führen, im Vergleich mit der Referenzkläranlage, hingegen zu einem zusätzlichen Platzbedarf. Insgesamt kommt es auf der Kläranlage_Zukunft zu einer Verringerung des Platzbedarfs um rund 1.270 m².

Im Aufbau unterscheiden sich die Kläranlage_Zukunft in fünf Punkten von der Kläranlage_Ist.

- Zur mechanischen Reinigung werden statt des Vorklärbeckens Mikrosiebe eingesetzt. Die Auslegung und Kostenschätzung der als Trommelsiebe ausgeführten Mikrosiebe erfolgte durch den Hersteller. Durch die Verwendung von Trommelsieben wird mehr CSB in der Vorklärung entfernt und die Gasausbeute im Faulturn steigt. Dies wirkt sich positiv auf die Energieerzeugung aus.
- Die MÜSE und der statische Eindicker für den Primärschlamm der Kläranlage_Ist werden in der Kläranlage der Zukunft durch eine Eindickzentrifuge ersetzt. In den Kosten für die Eindickzentrifuge ist auch ein 355 m³ großes Vorhaltebecken aus Beton enthalten.
- Nach dem Nachklärbecken ist in der Kläranlage_Zukunft ein Sandfilter als zusätzliche Reinigungsstufe vorgesehen. Die Kosten für den Sandfilter inklusive maschineller Anlagenteile wurden auf Basis einer bestehenden Anlage pauschal pro m² Filterfläche abgeschätzt. Die Kosten für elektrische und messtechnische Anlagenteile wurden mit jeweils 6,7 % der Bau- und der maschinellen Kosten angenommen.
- Das Trübwasser aus der Entwässerung des Faulschlammes wird nach einer gesonderten Behandlung durch das Anammox-Verfahren (einstufig in SBR) in das Belebungsbecken geleitet. Die Kosten für das Trübwasserbehandlungsbecken wurden auf Grundlage der Schätzung externer Experten angenommen und linear für die benötigte Beckengröße interpoliert. Dabei wurden die maschinellen Kosten mit rund 25 % des gesamt Beckenpreises angenommen. Die MABR-Variante an Stelle der herkömmlichen Druckbelüftung konnte wegen mangelnder belastbarer Daten nicht berücksichtigt werden.
- Die Abschätzung der Investitionskosten für die Phosphorrückgewinnung aus dem Faulschlamm mit dem AirPrex Verfahren erfolgte durch nicht lineare Interpolation der Kosten nach Kraus et al. (2019) mittels der Formel:

$$y = 8361,9 * x^r$$

y Kosten in €

x m³ Faulschlamm pro Jahr

r 0,38

Die Interpolationskurve wurde auf Basis der Daten von vier Großtechnischen Anlage ermittelt.

Die Kosten der einzelnen Anlagenteile sind in Tabelle 26 angeführt.

Tabelle 26: Auflistung der Investitionskosten der Kläranlage_Zukunft.

Anlagenteil	Kosten	Einheit
Rechen/ Sandfang	1.233.879	€
Mikrosieb	1.334.000	€
Belebungsbecken	6.826.401	€
Nachklärbecken	4.213.688	€
Eindickzentrifuge	893.295	€
Faulung	6.287.900	€
Stapelbehälter vor Entwässerung	364.335	€
Entwässerungszentrifuge	736.575	€
Sandfilter	1.623.050	€
Becken Trübwasserbehandlung	205.197	€
Air-Prex-Verfahren	507.884	€
Erschließung	2.291.490	€
Betriebsgebäude	5.640.591	€
Grunderwerb	1.012.615	€
Summe	33.739.405	€

Die mit der Annuitätenmethode aus den Investitionskosten errechneten Kapitalkosten betragen **1.890.739** Euro (18,91 Euro/(EW.a)). Die Betriebskosten der Kläranlage_Zukunft sind in Tabelle 27 aufgeführt.

Tabelle 27: Auflistung der Betriebskosten der Kläranlage_Zukunft.

Betriebsmittel	Kosten	Einheit	Kosten pro EW	Einheit
Energie	34.302	€/a	0,34	€/(EW.a)
Hilfsmittel/ Material/ Labor	209.350	€/a	2,09	€/(EW.a)
Schlamm Entsorgung	485.662	€/a	4,86	€/(EW.a)
Personal	662.209	€/a	6,62	€/(EW.a)
Leistungen Dritter	214.000	€/a	2,14	€/(EW.a)
Sonstiges	109.000	€/a	1,09	€/(EW.a)
Summe	1.714.523	€/a	17,15	€/(EW.a)

Zusätzlich wurden die Betriebskosten für das AirPrex Verfahren zur Rückgewinnung von Struvit für eine separate Betrachtung herausgerechnet. Die spezifischen Kosten bezogen auf das rezyklierte Phosphor von 8 Euro/ kg P_{rec} sind mit Angaben aus der Literatur vergleichbar (Egle et al., 2016; Kraus et al., 2019). Die geschätzten Kosten umgerechnet auf kg P_2O_5 (1,7 Euro/kg P_2O_5) liegen über den Marktwert für P_2O_5 -Mineraldünger von 0,7 Euro/kg P_2O_5 (Kraus et al., 2019). Könnte das gesamte gefällte Struvit vom Faulschlamm abgetrennt werden und nicht nur die Hälfte, würden sich die spezifischen Kosten halbieren und gegenüber dem Mineraldünger konkurrenzfähiger werden.

Tabelle 28: Auflistung der Kosten für das AirPrex Verfahren zur Rückgewinnung von Struvit.

Anlagenteile	Invest.-Kosten	Einheit	Kapitalkosten pro EW	Einheit	Kapitalkosten pro kg Struvit	Einheit
Airprex (inkl. elektrische und maschinelle Kosten)	507.884	€	0,3	€/(EW.a)	0,52	€/ kg Struvit
Betriebsmittel	Kosten	Einheit	Kosten pro EW	Einheit		
Energie	8.846	€/a	0,008	€/(EW.a)	0,049	€/ kg Struvit
Hilfsmittel/ Material/ Labor	33.402	€/a	0,33	€/(EW.a)	0,19	€/ kg Struvit
Personal	9.000	€/a	0,009	€/(EW.a)	0,05	€/ kg Struvit
Summe	51.248	€/a	0,51	€/(EW.a)	0,28	€/ kg Struvit

Die hohe Gasausbeute aus dem Faulschlamm in Verbindung mit einem niedrigeren Energieverbrauch auf der Anlage bedingen die niedrigen Energiekosten der Kläranlage_Zukunft.

Die Verwendung von Polyelektrolyten bei der Mikrosiebung und der Eindickzentrifuge sowie die Zudosierung von MgCl₂ zur Phosphorrückgewinnung im AirPrex Verfahren führen zu hohen Material- und Stoffkosten.

Da in der Kläranlage der Zukunft der Großteil der Asche aus der Schlammentsorgung nicht als Abfall anfällt wurden die Kosten für die Deponierung der Asche aus den Schlammentsorgungskosten herausgerechnet und die Entsorgungskosten für die anfallende Restasche gesondert berechnet.

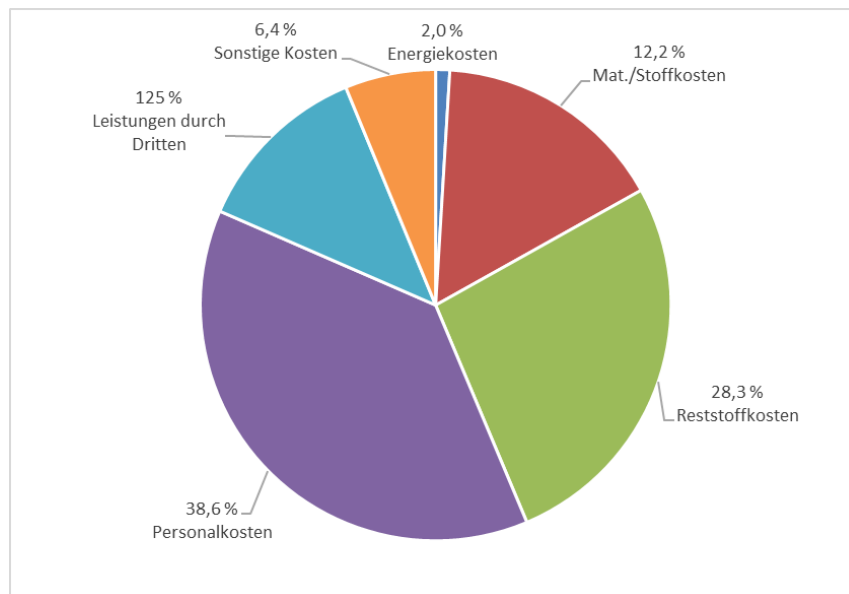


Abbildung 37: Betriebskostenaufteilung der Kläranlage_Zukunft. Die Energiekosten sind Nettokosten aus dem Strombedarf minus der Eigenstromproduktion aus dem Biogas.

Auf Basis von Herstellerinformationen und Literaturdaten wurde der Personalaufwand durch die zusätzlichen Verfahrensschritte beziehungsweise Technologien ermittelt. Für die Mikrosiebe wurde vom Hersteller ein zusätzlicher Arbeitsaufwand von rund 10% der Arbeitszeit für ein Vorklärbecken angegeben. Laut den Daten des Benchmarking Berichtes (ÖWAV, 2018) beträgt der Mittelwert der benötigten Arbeitszeit für ein Vorklärbecken pro Jahr rund 380 Stunden. Die zusätzlichen Arbeitsstunden für die Mikrosiebe wurden auf 40 Stunden aufgerundet. Der zusätzliche

Personalaufwand für die Trübwasserbehandlung beträgt laut Lackner et al. (2014) 1 bis 4 Stunden pro Tag. Für die Kostenschätzung wurden 915 Stunden pro Jahr angenommen. Für das AirPrex Verfahren wurden laut Egle et al. (2016) basierend auf der Arbeit von Ewert (2009 und 2011) 0,15 Vollzeitäquivalente pro Jahr als Personalaufwand angenommen. In Abbildung 37 ist die prozentuelle Verteilung der Betriebskosten dargestellt.

Die Jahreskosten der Kläranlage der Zukunft betragen somit **3.605.262 Euro** (36,05 Euro/(EW.a)).

Die Kosten für die Phosphorrückgewinnung aus der Klärschlammasche mit dem EcoPhos Verfahren wurden gesondert aufgeführt, da das Verfahren nicht Teil der Kläranlage ist. Die EcoPhos Anlage wird auf einen Aschedurchsatz von 12.000 Tonnen pro Jahr bemessen. In die Kostenberechnung fließt aber nur jener Anteil ein, der auf der Kläranlage_Zukunft anfällt (ca. 5% der Gesamtkapazität). Als Investitionskosten für das EcoPhos Verfahren wurden nach Kraus et al. (2019) die Kosten einer Anlage nicht linear interpoliert. Nicht lineare Interpolation nach Kraus et al. (2019):

$$\frac{Kosten_B}{Kosten_A} = \left(\frac{Kapazität_B}{Kapazität_A} \right)^r$$

Kosten_A bzw. Kosten_B

Kapazität_A bzw. Kapazität_B

r

Anlagenkosten für das gleiche Verfahren von zwei Anlagen A/B

Kapazitäten für das gleiche Verfahren für die Anlagen A/B

Regressionsfaktor hinsichtlich Skalierung der Anlagenkosten,

i.d.R. $r < 1$ (Prasad, 2011).

Der Regressionsfaktor *r* für das EcoPhos-Verfahren beträgt laut Kraus et al. (2019) 0,7. Da für das EcoPhos Verfahren nur Investitionskosten für eine großtechnische Anlage vorhanden war, wurden zur Ermittlung des Regressionsfaktors zusätzlich Experten konsultiert.

Für die Ermittlung der Personalkosten des EcoPhos-Verfahrens wurden 5% der Kosten laut Egle et al. (2016) für eine Anlage von 15.000 Tonnen Asche pro Jahr herangezogen. Es wird davon ausgegangen, dass sich die Personalkosten bei einer Reduzierung auf 12.000 Tonnen Asche pro Jahr nicht wesentlich verringern.

Der Strom- und Materialverbrauch des EcoPhos-Verfahrens für die Modellkläranlage_Zukunft wurde auf Basis von Herstellerdaten in Kapitel 6.1.2.9 bestimmt und mit den jeweiligen Preisen multipliziert. Die Investitions- und Betriebskosten des Verfahrens sind in Tabelle 29 dargestellt.

Tabelle 29: Investitions- und Betriebskosten des EcoPhos-Verfahrens (Einteilig für 600 t Asche/a).

Anlagenteile	Invest.-Kosten	Einheit	Kapitalkosten pro EW	Einheit	Kosten pro kg Phosphorsäure	Einheit
EcoPhos	567.956	€	0,34	€/(EW.a)	0,19	€/ kg H ₃ PO ₄
Betriebsmittel	Kosten	Einheit	Kosten pro EW	Einheit		
Energie	2.180	€	0,02	€/(EW.a)	0,013	€/ kg H ₃ PO ₄
Hilfsmittel/ Material/ Labor	76.724	€	0,77	€/(EW.a)	0,47	€/ kg H ₃ PO ₄
Personal	5.000	€	0,05	€/(EW.a)	0,03	€/ kg H ₃ PO ₄
Summe	83.904	€	0,84	€/(EW.a)	0,52	€/ kg H₃PO₄

Die spezifischen Kosten bezogen auf das rezyklierte Phosphor von 2,2 Euro/ kg P_{rec} liegen etwas niedriger als Angaben aus der Literatur (Egle et al., 2016; Kraus et al., 2019).

Die mit der Annuitätenmethode aus den Investitionskosten errechneten Kapitalkosten für die Kläranlage_Zukunft inklusive EcoPhos-Verfahren betragen **1.924.526 Euro** (19,24 Euro/(EW.a)). Die Jahreskosten der Anlage betragen somit **3.722.952 Euro** (37,23 Euro/(EW.a)).

7.1.3 Erlöse

Wie in Abschnitt 4.4.2 erwähnt, wurden zurückgewonnene Wertstoffe und Strom soweit als möglich zum Betrieb der Anlage verwendet. Wenn kein Bedarf an den Wertstoffen besteht wird mittels der Preise von Händlern ein möglicher Verkaufserlös bestimmt.

Auf der Kläranlage_Ist wird Energie in Form von Strom und Wärme aus der Faulgasnutzung gewonnen. Der gewonnene Strom macht mit rund 1,65 GWh pro Jahr rund 62% des gesamten Stromverbrauchs der Kläranlage_Ist aus und verringert die Energiekosten um rund 164.920 Euro pro Jahr (-1,65 Euro/(EW.a)). Diese Erlöse wurden bereits bei den Betriebskosten berücksichtigt.

Auf der Kläranlage_Zukunft wird neben Strom und Wärme auch Struvit gewonnen. Der gewonnene Strom macht mit rund 2,2 GWh pro Jahr rund 86% des Stromverbrauchs der Kläranlage_Zukunft aus und verringert die Energiekosten um rund 222.262 Euro pro Jahr (-2,22 Euro/(EW.a)). Die Energiekosten für die Phosphorrückgewinnung mittels EcoPhos sind in dieser Rechnung nicht berücksichtigt. Die Erlöse für Struvit wurde mit 0,15 Euro/(EW.a) geschätzt. Es wird ersichtlich, dass die Erlöse für den Struvit niedriger als die geschätzten Jahreskosten der AirPrex-Anlagen liegen. Das mag damit zusammenhängen, dass sich noch kein Markt für dieses Produkt etabliert hat und somit die Nachfrage noch relativ gering ist. Außerdem werden die betrieblichen Vorteile in dieser monetären Betrachtung nicht mit berücksichtigt.

Durch den Einsatz des EcoPhos Verfahrens werden Phosphorsäure, Calcium- und Magnesiumchloride und Eisen- und Aluminiumchloride rückgewonnen. Das rückgewonnene Eisen- und Aluminiumchlorid kann bei einer ganzheitlichen Betrachtung als Fällmittel auf der Kläranlage_Zukunft wiederverwendet werden und würde den Verbrauch von FeCl₃ (40 % Lösung) von rund 344 Tonnen pro Jahr auf rund 154 Tonnen pro Jahr reduzieren. Dies entspricht einer Kostenersparnis von etwa 20.790 Euro pro Jahr (-0,2 Euro/(EW.a)).

Tabelle 30: Mögliche Erlöse der rückgewonnenen Rohstoffe der Kläranlage_Zukunft.

Produkte	Kosten	Einheit	Kosten pro EW	Einheit
Phosphorsäure (100%eq)	172.445	€/a	1,73	€/(EW.a)
Ca-/Mg-Chloride (100%eq)	46.771	€/a	1,30	€/(EW.a)
Struvit	14.743	€/a	0,15	€/(EW.a)
Summe	233.960	€/a	2,34	€/(EW.a)

Die möglichen Erlöse für die rückgewonnenen Wertstoffe Phosphorsäure (technisch), Struvit sowie Calcium- und Magnesiumchloride sind in Tabelle 30 zusammengefasst. Die Preise für die Wertstoffe stammen größtenteils aus der Literatur und wurden durch Internetrecherchen verifiziert. Die Erlöse für die Phosphorsäure in technischer Qualität liegen weit über den Rückgewinnungskosten der EcoPhos-

Anlage. Für die Erlöse aus der Rückgewinnung von Calcium- und Magnesiumchloriden wurden die Händlerpreise von Magnesiumchlorid angesetzt.

Die möglichen Verkaufserlöse für die rückgewonnenen Wertstoffe unterliegen starken Schwankungen und sind maßgeblich von deren Nachfrage und dem Reinheitsgrad abhängig.

7.2 Ergebnisse

Anschließend sind die Punkte, in denen sich die Investitionskosten der beiden Modellkläranlagen unterscheidenden, aufgeführt. Die prozentuellen Preisunterschiede beziehen sich auf die einzelnen Anlagenteile der Kläranlage_Ist bzw. auf die Kläranlage_Ist als Ganzes.

- Die Investitionskosten für die Mikrosiebe sind im Vergleich zu dem Vorklärbecken der Kläranlage_Ist um rund 271.500 Euro (25%) höher. Der Flächenbedarf ist um rund 377 m² (13.183 Euro) geringer.
- Der rund 5.799 m³ geringere Volumenbedarf für das Belebungsbecken der Kläranlage_Zukunft, der unter anderem auf die erhöhte CSB-Entfrachtung durch die Mikrosiebung zurückzuführen ist, verringert die Kosten des Belebungsbeckens im Vergleich zur Kläranlage_Ist um rund 3.016.750 Euro (33%). Der Flächenbedarf beträgt rund 967 m² (ca. 33.828 Euro) weniger.
- Die Eindickzentrifuge in der Kläranlage_Zukunft kostet im Vergleich zur MÜSE und dem statischen Schlammeindicker in der Referenzkläranlage um rund 134.820 Euro (rund 16%) mehr.
- Das Volumen des Stapelbehälters vor der Entwässerung verringert sich bei der Kläranlage_Zukunft um rund 210 m³. Das bedingt eine Kostenreduktion im Vergleich zur Kläranlage_Ist von rund 210.000 Euro (40%). Die Flächensparnis auf der Kläranlage der Zukunft beträgt rund 60 m² (2.100 Euro).
- Die Kosten für die Faulung der Kläranlage der Zukunft sind aufgrund des um rund 2.100 m³ geringeren Volumens des Faulturms, trotz der höheren Kosten des BHKWs, um 830.000 Euro (13%) geringer als bei der Kläranlage_Ist. Zusätzlich werden 42 m² (rund 1.470 Euro) weniger Grund benötigt.
- Der geringere Grundbedarf der Kläranlage_Zukunft von insgesamt rund 1.270 m² führt bei einem, aus Schätzungen externer Experten abgeleiteten, Grundpreis von 35 Euro pro m² zu einer Kostenersparnis von rund 44.446 Euro (4% bezogen auf den Grundstückspreis der Referenzkläranlage).
- Zusätzlich fallen bei der Kläranlage_Zukunft Investitionskosten für die Trübwasserbehandlung, den Sandfilter und das AirPrex Verfahren an. Diese betragen zusammen rund 2.336.131 Euro.

Insgesamt betragen die Investitionskosten der Kläranlage_Ist um rund 2.082.244 Euro mehr, das entspricht einer Verringerung der Kosten der Kläranlage_Zukunft um rund 6%. Bei Mitberücksichtigung der Investitionskosten für das EcoPhos Verfahren liegen die Kosten der Kläranlage_Zukunft 1.514.288 Euro (4%) unter denen der Kläranlage_Ist.

Die prozentuelle Verteilung der Baukosten, der maschinellen Kosten, der Kosten für elektrotechnische Anlagenteile und der Kosten für die Messtechnik sowie der Kosten für den Grunderwerb für die beiden Anlagen sind in Abbildung 38 dargestellt.

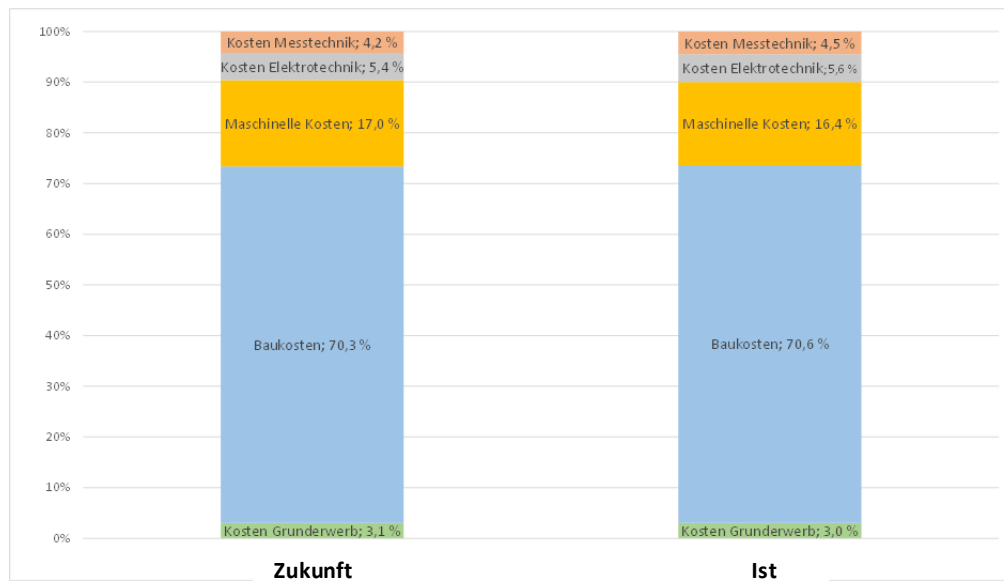


Abbildung 38. Vergleich der prozentuellen Verteilung der Kostenpunkte der Investitionskosten.

Die Unterschiede in den Betriebskosten beider Modellanlagen sind nachfolgend angeführt.

- Die Energiekosten der Kläranlage_Zukunft liegen pro Jahr 67.325 Euro (34%) unter denen der Kläranlage_Ist. Die Energiekosten für die Phosphorrückgewinnung mit dem EcoPhos-Verfahren sind in dieser Berechnung nicht inkludiert.
- Die Materialkosten, besonders die Kosten für Chemikalien, der Kläranlage_Zukunft liegen rund 50.569 Euro (32%) über jenen der Kläranlage_Ist.
- Bei den Schlammentsorgungskosten der Kläranlage_Zukunft kann eine Verringerung der Kosten um rund 53.886 Euro (11%) im Vergleich zur Kläranlage_Ist erreicht werden.
- Insgesamt ergibt sich eine Erhöhung der Personalkosten bei der Kläranlage der Zukunft um rund 43.210 Euro pro Jahr. Das entspricht einer Steigerung von etwa 7% und einem zusätzlichen Zeitaufwand von rund 1.335 Stunden pro Jahr.
- Die Leistung durch Dritte und die sonstigen Kosten sind bei beiden Anlagen gleich.

Die Betriebskosten der Kläranlage_Zukunft (exkl. P-Rückgewinnung aus den Aschen) sind im Vergleich zur Kläranlage_Ist um rund 23.071 Euro pro Jahr (1%) niedriger. In Abbildung 39 sind die prozentuellen Verteilungen der einzelnen Betriebskostenpunkte der beiden Anlagen einander gegenübergestellt.

In Tabelle 31 sind die relevanten Kostenpunkte beider Anlagen einander zusammenfassend gegenübergestellt. In Tabelle 32 sind die Kosten für die Kläranlage_Zukunft bei Miteinbeziehung der Kosten für das EcoPhos-Verfahren und Erlöse aufgelistet. Die geschätzten Jahreskosten für die Kläranlage_Zukunft liegen tendenziell niedriger, im Vergleich zu jenen der Kläranlage_Ist. Bereits das Szenario mit Struvit und ohne Phosphorrückgewinnung aus den Aschen weist niedrigere Jahreskosten in der Höhe von 36,05 Euro/(EW.a) auf. Wird auch die P-Rückgewinnung aus den Aschen berücksichtigt sinken die Jahreskosten durch die Erlöse für die Rezyklate auf 34,65 Euro/(EW.a).

Es muss betont werden, dass die Einsparungen, je nach berücksichtigtem Szenario, von 1,5 bis 3 Euro/(EW.a) im Vergleich zum Schwankungsbereich der Kostenannahmen mit Vorsicht zu betrachten sind (siehe Sensitivitätsanalyse in Kapitel 7.3). Das relativiert die Aussagekraft der Vergleichsanalyse.

Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Umstellung von der konventionellen Kläranlage zur ressourcenschonenden Alternative kostenneutral stattfinden kann. Es ist zu erwarten, dass die zusätzlichen Investitions- und Betriebskosten für die Verfahren zur Ressourcenschonung bzw. -rückgewinnung durch die erzielbaren Einsparungen in Bau und Betrieb kompensiert werden können. Ob tatsächlich in der Praxis Einsparungspotentiale entstehen, hängt von den aktuellen Investition- und Betriebskosten und vor allem von den erzielten Erlösen für Phosphorsäure und für die Chloridlösungen ab.

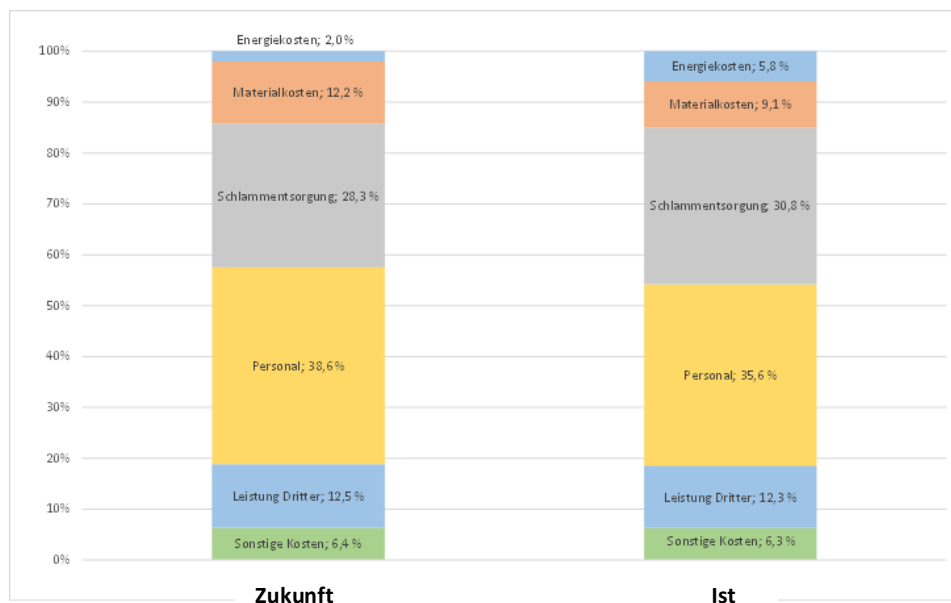


Abbildung 39. Vergleich der prozentuellen Verteilung der unterschiedlichen Kostenpunkte der Betriebskosten.

Tabelle 31: Zusammenfassende Gegenüberstellung der Gesamtkosten der beiden Modellkläranlagen, bei Kläranlage_Zukunft inkl. Struvit und Erlöse nur aus Biogas und Struvit.

Kostenarten	Kläranlage_Ist				Kläranlage_Zukunft inkl. Struvit			
	Kosten	Einheit	Kosten pro EW	Einheit	Kosten	Einheit	Kosten pro EW	Einheit
Investitionskosten	35.253.693	€			33.171.449	€		
Kapitalkosten	2.012.093	€/a	20,12	€/(EW.a)	1.890.739	€/a	18,91	€/(EW.a)
Betriebskosten	1.737.594	€/a	17,38	€/(EW.a)	1.699.779	€/a	17,00	€/(EW.a)
Jahreskosten	3.749.687	€/a	37,50	€/(EW.a)	3.605.262	€/a	36,05	€/(EW.a)

Tabelle 32. Gesamtkosten der Kläranlage_Zukunft inklusive Kosten für das EcoPhos-Verfahren und Erlöse nur vom Biogas und Struvit bzw. auch mit Erlösen für Phosphorsäure und Chloridlösungen.

Kostenarten	Kläranlage_Zukunft inkl. EcoPhos				Kläranlage_Zukunft inkl. EcoPhos u. Erlöse			
	Kosten	Einheit	Kosten pro EW	Einheit	Kosten	Einheit	Kosten pro EW	Einheit
Investitionskosten	33.739.405	€			33.739.405	€		
Kapitalkosten	1.924.526	€/a	19,24	€/(EW.a)	1.924.526	€/a	19,24	€/(EW.a)
Betriebskosten	1.798.426	€/a	17,98	€/(EW.a)	1.540.252	€/a	15,40	€/(EW.a)
Jahreskosten	3.722.952	€/a	37,23	€/(EW.a)	3.464.778	€/a	34,65	€/(EW.a)

7.3 Sensitivitätsanalyse - Interpretation

Im Zuge der Sensitivitätsanalyse wurden die Auswirkungen verschiedener Preisänderungen auf die Gesamtkosten untersucht. Dabei wurden die Auswirkungen von Änderungen der Investitionskosten, der Energiekosten, der gesamten Materialkosten, der Schlamm Entsorgungskosten, der Personalkosten und Änderungen der Transportentfernungen betrachtet. Die Betriebs- und Jahreskosten der Kläranlage der Zukunft wurden gesondert bei Berücksichtigung der Erlöse aus der Struvit Rückgewinnung, einer Verwendung des Rückgewonnenen FeCl_3 auf der Kläranlage mit EcoPhos-Verfahren, einer Berücksichtigung aller Rückgewonnenen Wertstoffe auf der Kläranlage mit EcoPhos-Verfahren und ohne Erlöse durch Rückgewonnenen Wertstoffe betrachtet. Die Ergebnisse sind Tabelle A 11 dargestellt.

Eine Änderung der Investitionskosten hat bei der Kläranlage_Ist die stärksten Auswirkungen auf die Gesamtinvestitions- und die Kapitalkosten. Bei der Kläranlage_Zukunft ohne EcoPhos-Verfahren sind die geringsten Auswirkungen zu beobachten.

Eine Änderung der Energiekosten hat bei der Referenzkläranlage die stärksten Auswirkungen auf die Betriebs- und die Jahreskosten. Bei einer Verringerung der Energiekosten um rund 35 % sinken die Betriebskosten der Referenzkläranlage unter die der Kläranlage_Zukunft ohne Erlöse. Bei einer Verringerung um rund 60 % sinken sie weiter unter die der Kläranlage_Zukunft bei Berücksichtigung der Erlöse aus der Struvit-Rückgewinnung. Bei einer Erhöhung der Energiekosten um rund 60 % übersteigen die Betriebskosten der Kläranlage_Ist diejenigen der Kläranlage_Zukunft inkl. EcoPhos-Verfahren, wenn eine Verwendung des rückgewonnenen FeCl_3 auf der Anlage berücksichtigt wird.

Bei einer Änderung der gesamten Materialkosten sind bei der Kläranlage_Zukunft inklusive EcoPhos-Verfahren die größten Änderungen bei den Betriebs- und den Jahreskosten zu beobachten. Bei einer Verringerung der Materialkosten um rund 50 % hat die Kläranlage_Ist die höchsten Betriebskosten. Bei einer Erhöhung der Materialkosten um rund 55 % hat die Kläranlage_Ist niedrigere Betriebskosten als die Kläranlage_Zukunft ohne Berücksichtigung der Erlöse. Die Betriebskosten der Kläranlage_Zukunft inklusive der Erlöse aus der Struvit Rückgewinnung und die Betriebskosten Kläranlage_Zukunft mit dem EcoPhos Verfahren bei Berücksichtigung aller Erlöse liegen noch darunter.

Eine Änderung der Schlamm Entsorgungskosten hat die größten Auswirkungen auf die Betriebs- und Jahreskosten der Kläranlage_Ist. Bei einer Verringerung der Schlamm Entsorgungskosten um rund 45 % sinken die Betriebskosten der Kläranlage_Ist unter die der Kläranlage_Zukunft ohne Berücksichtigung der rückgewonnenen Wertstoffe. Bei einer Verringerung um rund 60 % sinken sie unter die der Kläranlage der Zukunft bei Berücksichtigung der Erlöse aus der Struvit Rückgewinnung. Bei einer Erhöhung der Schlamm Entsorgungskosten um rund 70 % übersteigen die Betriebskosten der Kläranlage_Ist die der Kläranlage_Zukunft inkl. EcoPhos-Verfahren, wenn eine Verwendung des rückgewonnenen FeCl_3 auf der Anlage berücksichtigt wird.

Eine Änderung der Personalkosten hat auf die Varianten der Kläranlage_Zukunft inkl. EcoPhos-Verfahren den größten Einfluss. Der Einfluss auf die Kläranlage_Ist und die Kläranlage_Zukunft ohne EcoPhos Verfahren ist gleich groß und nur unwesentlich geringer.

Eine Änderung der Transportentfernung hat auf die Kläranlage_Ist den geringsten Einfluss. Der Einfluss auf die anderen Varianten ist gleich groß.

Die größten Auswirkungen auf die Betriebskosten haben eine Änderung der Personalkosten gefolgt von einer Änderung der Schlammentsorgungskosten. Während Änderungen dieser Kostenpunkte zu einer Änderung der Betriebskosten zwischen 12 % und 18 % im Vergleich zu den Referenzkosten führen können, haben die anderen Änderungen mit maximal 8 % Änderung im Vergleich zu den Referenzkosten nur geringe Auswirkungen auf die Betriebskosten.

Eine Änderung der Investitionskosten hat in jedem Fall starke Auswirkungen auf die Gesamtkosten der Modellkläranlagen.

Es zeigte sich, dass die Kläranlage_Zukunft mit EcoPhos-Verfahren, bei der alle rückgewonnenen Wertstoffe berücksichtigt wurden, stets die niedrigsten Betriebskosten aller Varianten aufweist. Erst bei einer Verringerung der Verkaufspreise der rückgewonnenen Wertstoffe von mehr als 75 % steigen die Betriebskosten über die der Kläranlage_Zukunft ohne Erlöse aus der Rückgewinnung. In dem betrachteten Bereich hat die Kläranlage_Zukunft mit Berücksichtigung der Erlöse aus der Struvit Rückgewinnung stets die zweit-niedrigsten Betriebskosten. Bei einem extremen Anstieg der Schlammentsorgungskosten, einem sehr starken Anstieg der Materialkosten oder einem massiven Anstieg der Energiekosten kann es dazu kommen, dass die Kläranlage_Ist die zweit-niedrigsten Betriebskosten aller Varianten hat. Diese Fälle gehen aber von so starken Änderungen der jeweiligen Kosten aus, dass sie nicht zu erwarten sind.

Die Jahreskosten der Kläranlage_Ist sind, aufgrund der höheren Investitionskosten, bei keiner Variation der Preise stets größer als die der anderen Varianten. Durch die hohen Erlöse ist die Kläranlage_Zukunft bei Berücksichtigung aller Erlöse aus der Rückgewinnung der Wertstoffe die Variante mit den niedrigsten Jahreskosten, obwohl sie im Vergleich zu den Varianten ohne Erlöse und nur Erlöse aus der Struvit-Rückgewinnung höhere Investitionskosten aufweist.

8 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Zusammenfassend, war es anhand der festgelegten Methodik möglich, ausgewählte Ansätze zur Ressourcenschonung und -rückgewinnung im Bereich der Abwasserreinigung in eine „Modellkläranlage der Zukunft“ zu integrieren, ökologisch und ökonomisch zu bewerten und im Vergleich zu einer konventionellen Kläranlage zu setzen. Die daraus resultierenden Schlussfolgerungen ermöglichten, die Fragenstellungen des wissenschaftlichen Projekts zufriedenstellend zu beantworten.

Können die ausgewählten und erprobten Technologien/Verfahren in einem kombinierten Ansatz zum Schutz der Gewässer und zur Schonung von Ressourcen auf einer kommunalen Kläranlage sinnvoll kombiniert werden?

Die detaillierte Analyse der Modellkläranlage der Zukunft auf Basis von CSB-, Ges.N-, GesP.- und Energie-Bilanzen konnte beweisen, dass die ausgewählten ressourcenschonenden Technologien und Verfahren in einem kombinierten Ansatz auf einer kommunalen Kläranlage **sinnvoll kombiniert** werden können. Nicht nur lassen sich die neuen Komponenten sinnvoll implementieren, sondern können somit **Synergien generiert** und vorteilhaft genutzt werden.

Die Kombination der Mikrosiebung im Hauptstrom mit der Trübwasser-Deammonifikation im Nebenstrom ist vorteilhaft, weil sie ermöglicht, den Bedarf an CSB für die heterotrophe Stickstoffentfernung im Hauptstrom zu reduzieren, da im Nebenstrom die Stickstoffentfernung autotroph (ohne organische CSB-Quelle) erzielt wird. Unter diesen Bedingungen kann mehr CSB bei der mechanischen Vorreinigung aus dem Abwasser entfernt und in der Faulung zu Methan valorisiert werden, ohne den Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung im Hauptstrom zu beeinträchtigen. Eine weitere Synergie bietet die Kopplung des AGS-Verfahrens mit den P-Rückgewinnungsverfahren. Durch die vermehrte biologische Phosphatentfernung wird im Faulturm mehr Phosphat frei und kann als Struvit gefällt werden (18% der Ges.P-Zulaufkraft). Die höheren $\text{PO}_4\text{-P}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen, die sich aus den kompakteren Falltürmen der Kläranlage_Zukunft ergeben, begünstigen außerdem die Struvit-Fällung sowie die Prozessstabilität der Deammonifikation im Nebenstrom. Auch der Einsatz des Sandfilters bringt in vielseitiger Hinsicht Vorteile: Rückhalt der durch die Granulierung erhöhten Feststoffkonzentrationen im Ablauf des Nachklärbeckens, Steigerung der Phosphor-Rückgewinnungsquote von 87 auf 95% und Flexibilität hinsichtlich der möglichen Entfernung von organischen Mikroverunreinigungen durch die Zugabe von Aktivkohle oder einer nachgeschalteten Desinfektion.

Die vergleichende Analyse gegenüber der konventionellen Modellkläranlage hat ein vielfältiges Optimierungspotential ergeben, das mehrere Vorteile sowohl in der Bauphase als auch in der Betriebsphase der Kläranlage bietet. Als Beispiele können der um 29% **geringere Bedarf an Beckenvolumen** und somit an Platz- und Ressourcenverbrauch in der Bauphase genannt werden. Die geschätzte **Reduktion an Flächenbedarf** beträgt ebenfalls 27%. Das größte Einsparungspotential lag bei der Dimensionierung des Belebungsbeckens und der Faulung.

Wesentlich vorteilhaft zeigt sich die Kläranlage der Zukunft auch im Betrieb, speziell was den Strombedarf betrifft. Dank der wesentlich höheren Faulgasproduktion durch den Betrieb der Mikrosiebung muss die ressourcenschonende Kläranlage einen deutlichen niedrigeren Anteil an Strom vom Netz beziehen, weil **86% des Strombedarfs durch die eigene Stromproduktion abgedeckt**

werden können. Bei der konventionellen Kläranlage lag das Verhältnis bei lediglich 62%. Es konnte nachgewiesen werden, dass bei der Kläranlage der Zukunft die zusätzlichen Stromaufwendungen für den Betrieb der Mikrosiebung, des Sandfilters, des Struvit-Reaktors und der Nebenstrom-Deammonifikation durch die Einsparungen bei der Belüftungs- und Rührerenergie in der Belebung ausgeglichen werden. Der einwohnerwertsspezifische Nettostromverbrauch für die Abwasserreinigung konnte von 10,2 kWh/(EW.a) auf 3,5 kWh/(EW.a) reduziert werden, was eine wesentliche Einsparung darstellt. Darüber hinaus erhöht sich der Wärmeüberschuss (Niederwärmtemperatur) der Kläranlage_Zukunft durch die Verringerung des Wärmebedarfs der Faulung und durch die erhöhte Biogasverwertung von 3,7 auf 16,8 kWh_{th}/(EW.a).

Die Nutzung der Ressource Biogas muss in einer langfristigen Perspektive nicht nur auf eine energetische Verwertung beschränkt bleiben, sondern auch die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten als Rohstoff in der chemischen Industrie sollten betrachtet werden.

Darüber hinaus, konnten beim Vergleich der Modellkläranlagen signifikante **Einsparungspotentiale auch beim Verbrauch der Ressourcen Beton, Bewehrungsstahl und Fällmittel** (Phosphatfällung) verzeichnet werden. Die Reduktion des Fällmittelbedarfs um ~50% ist der vermehrten biologischen Phosphoraufnahme (Bio-P) zuzuschreiben. Der Bedarf an Flockungsmittel (Polyelektrolyte) nahm hingegen aufgrund der Mikrosiebung und Schlammeindickung deutlich zu (+180%). Außerdem, müssen die Chemikalien bei den Phosphor-Rückgewinnungsverfahren (Struvitfällung, Leaching der Klärschlammasche) berücksichtigt werden.

Stellt das konzipierte Abwasserreinigungskonzept eine nachhaltige Entwicklung im Bereich der Wassergüterwirtschaft dar?

Durch die Ökobilanzierung konnte gezeigt werden, dass das Konzept für die Kläranlage der Zukunft ein Reduktionspotential in allen berücksichtigten Wirkungskategorien mit sich bringt und somit eine nachhaltige Entwicklung darstellt.

Das größte Reduktionspotential ist beim **kumulierten nicht-erneuerbaren Energieaufwand** zu verzeichnen, der nicht nur die Energiebilanz der Anlage erfasst, sondern auch die gesamte Versorgungskette der Kläranlage (z.B. Herstellung von Energieträgern/Gütern für den Betrieb und Bau der Kläranlagen) samt Klärschlammverwertung bzw. -entsorgung miteinschließt. Durch die ressourcenschonenden Technologien/Verfahren und die Rückgewinnung verschiedener Produkte kann im Vergleich zur Referenz eine **Reduktion von 56%** erzielt werden. Die höchste Reduktion ergibt sich im Belebungsbecken durch die Reduktion des Stromverbrauchs für die Belüftung und Rühren und des Fällmittelbedarfs. Ein signifikanter Beitrag zur Reduktion des kumulierten Energieaufwands wird auch durch die Steigerung der Eigenstromproduktion aus Biogas erzielt, allerdings abgemindert durch den Strom- und Polymerverbrauch der Mikrosiebung. Im Bereich der P-Rückgewinnung zeigt sich, dass die Gutschriften durch die Substitution von P/N-Dünger bei der Struvitgewinnung sowie von Phosphorsäure aus der Aschenbehandlung durch den Mehraufwand für die Bereitstellung der für die Prozesse benötigten Chemikalien und Energie wesentlich reduziert werden. Wenn der Bedarf an Hilfsmitteln prozesstechnisch nicht verringert werden kann, wäre es hier sinnvoll zu prüfen, ob diese Chemikalien als Nebenprodukte bei anderen Industrieprozessen mit einem umweltfreundlichen Footprint anfallen und diese zu bevorzugen.

Die deutliche Verbesserung, die in den Wirkungskategorien „terrestrische Versauerung“ sowie „Abbau endlicher abiotischer Ressourcen“ festgestellt wurde, hängt auch sehr eng mit den Substitutionsgutschriften der zurückgewonnenen Produkte zusammen und setzt daher voraus, dass diese tatsächlich in einer Qualität anfallen, die eine Nutzung möglich macht.

Die Ergebnisse der Wirkungskategorie „Treibhausgaspotential“ deuten darauf hin, dass der Ausstoß an CO₂-Äquivalenten der konventionellen und der ressourcenschonenden Modellkläranlagen vergleichbar sind (32 bzw. 30 kg CO₂-eq/(EW.a)). Die Kläranlage der Zukunft verursacht mehr Emissionen, diese werden jedoch durch die Gutschriften aus der energetischen Biogasverwertung, aus der Substitution von P/N-Dünger durch Struvit sowie aus der Rückgewinnung der Phosphorsäure und der Chloridlösungen ausgeglichen. Die Belebung stellt bei beiden Modellkläranlagen die größte Emissionsquelle dar, wobei die direkten Emissionen von Lachgas und fossilem CO₂ aus dem Abwasser sowie die indirekte Emission aus der Strombereitstellung die wesentlichen Komponenten darstellen. Methanverluste müssen auch so weit als möglich minimiert werden, weil diese bereits bei geringen Emissionen die Klimafreundlichkeit der Biogasverwertung vernichten.

Durch den Einsatz des Sandfilters gelingt es, im Vergleich zu Referenzkläranlage die Phosphor- und Stickstofffracht im Ablauf zu verringern. Das spiegelt sich in der Verringerung des Süßwassereutrophierungspotentials und Meerwassereutrophierungspotentials wieder. Da auch mehr Metalle und Schwermetalle vom Sandfilter zurückgehalten werden, verbessert sich auch die Süßwasser-Ökotoxizität.

Der Einfluss der Bauphase der Kläranlage ist im Vergleich zu den Betriebsaufwendungen in allen betrachteten Wirkungskategorien nicht relevant. Das ergibt sich aus der hohen Lebensdauer der Infrastruktur und den intensiven Güterverbrauch in der Betriebsphase. Es ist jedoch zu erwarten, dass die Relevanz der Bauphase künftig bei fortschreitender Dekarbonisierung der Energiebereitstellung sowie durch zunehmende klima-/ressourcenschonende Maßnahmen steigen wird. Es ist daher sinnvoll Verfahren zu bevorzugen, die Einsparungen auch in diesem Bereich erzielen.

Welchen Fortschritt stellt das neue Abwasserreinigungskonzept gegenüber aktuellen ökonomischen Benchmarks dar?

Die geschätzten Jahreskosten für die Kläranlage_Zukunft mit bzw. ohne P-Rückgewinnung aus den Klärschlammaschen liegen niedriger als jene der konventionellen Kläranlage. Die zusätzlichen Investitions- und Betriebskosten für die Verfahren zur Ressourcenschonung bzw. -rückgewinnung können durch die erzielbaren Einsparungen in Bau und Betrieb kompensiert werden. Einsparungen sind sowohl bei den Investitionskosten als auch bei den Betriebskosten zu verzeichnen, bei den letzteren spielen jedoch die Erlöse der rückgewonnenen Phosphorsäure bzw. Chloridlösungen eine wesentliche Rolle. Werden die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für die Jahreskosten betrachtet, zeigen sich hier die Energie- und Chemikalienkosten auch als signifikante Einflussgrößen.

Wird das geschätzte Einsparungspotential in Relation zum Schwankungsbereich der Kostenannahmen gegenübergestellt, relativiert sich die Aussageraft der Ergebnisse der Vergleichsanalyse. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Umstellung von der konventionellen Kläranlage zur ressourcenschonenden Alternative in Bau und Betrieb kostenneutral stattfinden kann. Ob in der Praxis tatsächlich Einsparungspotentiale entstehen, hängt von den aktuellen Investition- und Betriebskosten und vor allem von den erzielbaren Erlösen für die Phosphorsäure und für die Chloridlösungen ab.

Die Reduktion der Kosten für die Grundfläche, die durch die kompaktere Bauweise der Kläranlage_Zukunft erzielt werden kann, spielt im Vergleich zu den anderen Kosten eine untergeordnete Rolle.

Welchen Nutzen hat das neue Abwasserreinigungskonzept für die Praxis und für das Ressourcenmanagement in Österreich?

Das erarbeitete Konzept basiert auf Technologien und Verfahren, die nahezu Marktreife besitzen. Eine Umsetzung in der Praxis kann daher umgehend erfolgen. Die schrittweise Implementierung der einzelnen Prozesse wäre dabei möglich. Die erzielbaren Einsparungen bei Ressourcen und Energie – sowohl bei Neubau als auch beim Betrieb von bestehenden Kläranlagen – würden Gemeinden entlasten und dadurch finanzielle Ressourcen für andere Zwecke (z.B. Erhaltung der bestehenden Infrastruktur) freisetzen.

Aufgrund der erhöhten Komplexität des Systems „Kläranlage“ und unter Berücksichtigung von positiven Skaleneffekten wurde das nachhaltige Abwasserreinigungskonzept für kommunale Kläranlagen > 50.000 EW konzipiert, die in Österreich ca. 66% der vorhandenen Ausbaupkapazität (14,06 Mio. EW) ausmachen (ÖWAV, 2020). Würde das Konzept flächendeckend auf diesen Anlagen implementiert, wäre eine Reduktion von 800 TJ (Terajoule)/a und 28.120 t CO₂-eq/a zu erzielen. Auf nationaler Ebene entspricht das einer Reduktion von ~0,1% des Bruttoinlandsenergieverbrauch (Bezugsjahr: 2016) bzw. 0,04% des Gesamtausstoßes an Treibhausgasen (Bezugsjahr: 2018). Wenn ausschließlich der Strombedarf der Kläranlage betrachtet wird, beträgt die Einsparung beim Stromverbrauch hochgerechnet 94 MWh/a. Die Verringerung des Platzbedarfs ist insgesamt mit 14 ha auch zu erwähnen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt für den Standort Österreich ist das hohe Phosphorrückgewinnungspotential, das das Herzstück der Kläranlage der Zukunft darstellt. Über den kombinierten Ansatz der Struvitfällung und der Aschenbehandlung auf allen Kläranlagen > 50.000 EW konnten 8.780 t Phosphor pro Jahr aus dem Abwasser gewonnen werden und damit rund 50% des österreichischen Einsatzes von mineralischem P-Dünger (2 kg pro Einwohner pro Jahr; Egle et al., 2013) abdecken.

Neben der Ressourcenschutzthematik bietet die vorgeschlagene Herangehensweise auch ein großes Potential bei der Vermittlung eines positiven Images der Abwasserreinigung und der damit verbundenen Akteure. Österreichische Unternehmen besitzen in der Umwelt- und Energietechnologiebranche heute bereits eine hervorragende Position weltweit und punkten durch hochqualitative Produkte und Systemleistungen. Die Entwicklung von technologischen Innovationen in der österreichischen Umwelttechnologiebranche ist nicht nur ein Schlüsselfaktor für ein ressourceneffizientes und kreislauforientiertes Wirtschaften, sondern stärkt auch die österreichische Wettbewerbsposition und schafft Arbeitsplätze. Die Ergebnisse des Forschungsvorhabens können einen wichtigen Beitrag leisten, um diese positive Entwicklung in der Umwelttechnologiebranche, speziell im Bereich der Wassergütwirtschaft und des Ressourcenmanagements, langfristig zu fördern.

Es soll hier auch betont werden, dass die implementierten Verfahren/Technologien auch künftig weitere Nutzungsperspektive der Ressource „Abwasser“ ermöglichen, u.a. die Produktion von wertvollen Chemikalien und Single-Cell-Proteinen aus der gesteigerten Biogasproduktion sowie die Gewinnung von nützlichen Biopolymeren aus dem granulierten Belebtschlamm. Die meisten dieser Verfahren befinden sich jedoch derzeit noch im Forschungsstadium.

Sind die Resultate der ökologischen/ökonomischen Bewertung plausibel und signifikant? Welche Auswirkung hat die Unsicherheit der Eingangsdaten auf die Resultate?

Prinzipiell kann von einer hohen Qualität der Daten, die als Basis für die Ökobilanzierung dienen, ausgegangen werden. Die Daten der Sachbilanz wurden aus verschiedenen Quellen erhoben, wobei Informationen aus der Praxis (Kennwerte von realen Kläranlagen, Benchmarking ÖWAV, Herstellerangaben, usw.) sowie peer-reviewed Publikationen bevorzugt wurden. Die Plausibilität der Annahmen wurde durch die Bilanzierung der Massenströme der Modellkläranlagen überprüft, die Funktionstüchtigkeit der Modellkläranlagen konnte durch die dynamische Simulation bestätigt werden. Unter den verwendeten Datensätzen wurde jener der Phosphorrückgewinnung aus den Klärschlammaschen aufgrund eingeschränkter großtechnischer Erfahrungen als „bedingt verlässlich“ eingestuft. Etwaige Modellunsicherheiten der von Hauschild et al. (2013) empfohlenen Wirkungsabschätzungsmethoden wurden nicht geprüft, weil diese Aufgabe den Rahmen des Projektumfangs übersteigen würde.

Mittels Sensitivitätsanalyse konnten die Signifikanz der Ergebnisse überprüft werden. Dabei wurden die direkten Emissionen an Treibhausgasen, der Verbrauch an Betriebsmitteln und Strom auf der Kläranlage sowie die Gutschriften aus der Nutzung der Rezyklate als kritische Modellparameter identifiziert, deren Unsicherheiten einen starken Effekt auf das Gesamtergebnis haben. Die Ecoinvent-Datensätze für Chemikalien können ebenfalls große Unsicherheiten in sich bergen, speziell wenn bestimmte Herstellungsprozesse abgebildet werden, die nicht den realen Bedingungen in Österreich entsprechen.

Es soll auch hervorgehoben werden, das im Rahmen des wissenschaftlichen Projekts Fortschritte in der methodologischen Herangehensweise erzielt werden konnten. Das betrifft den innovativen Ansatz zur Abschätzung der direkten Lachgas-Emissionen aus Belebungsbecken mittels flexibler Emissionsfaktoren sowie die detaillierte Berücksichtigung der Bauphase der Kläranlage.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Ergebnisse der Ökobilanzierung ermöglichen, interessante Rückschlüsse über die ökologische Wirkung der implementierten Prozessschritten in der Kläranlage der Zukunft zu ziehen sowie Hotspots und Optimierungspotentiale zu orten. Es wurde jedoch im Rahmen der Sensitivitätsanalyse gezeigt, dass die Wirkungsabschätzung sehr stark von den getroffenen Annahmen beeinflusst wird. Somit relativiert sich die Aussagekraft der absoluten Zahlen der Wirkungsabschätzung sowie die Ergebnisse der vergleichenden Gegenüberstellung der Modellkläranlagen.

9 Fazit

Die Integration der ausgewählten Verfahren und Prozesse zur Ressourcenschonung und -wiederverwertung ergibt für die „Kläranlage der Zukunft“ ein stimmiges Bild, in dem Synergien sichtbar werden und sinnvoll genutzt werden können. Die erarbeiteten Energiebilanzen, Stoffflussanalysen sowie die Ergebnisse der Ökobilanzierung belegen, dass - unter den getroffenen Annahmen - das innovative Abwasserreinigungskonzept auch eine nachhaltige Entwicklung darstellt. Dabei spielen jedoch die Substitutionsgutschriften durch die zurückgewonnenen Produkte eine entscheidende Rolle. Der ökologische Einsatz der P-Rückgewinnungsprozesse setzt also funktionierende Märkte für die Rezyklate voraus. Diese Märkte könnten in Österreich bald entstehen, sobald die Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser wie erwartet gesetzlich verankert wird.

Bei den untersuchten Phosphor-Rückgewinnungsverfahren zeigte sich deutlich, dass im Betrieb weiterer Optimierungsbedarf gefragt ist, um den Ressourcenbedarf (Energie und Chemikalien) zu verringern und somit auch den ökologischen Fußabdruck. Als weitere Option sollte hier die Einsatzmöglichkeit von sekundären Rohstoffen bzw. Nebenprodukten und Energieüberschüssen aus anderen industriellen Prozessen berücksichtigt werden.

Auf Basis der Kostenanalyse wäre die Umsetzung des neu entwickelten Abwasserreinigungskonzepts in der Praxis kostenneutral, weil die zusätzlichen Investitions- und Betriebskosten für die Verfahren zur Ressourcenschonung bzw. -rückgewinnung durch die erzielbaren Einsparungen in Bau und Betrieb kompensiert werden können. Ob die geschätzten Einsparungspotentiale in der Praxis tatsächlich erwirtschaftet werden können, hängt von den aktuellen Investition- und Betriebskosten und vor allem von den erzielbaren Erlösen für Phosphorsäure und für die Chloridlösungen ab.

Auch wenn die Kläranlage der Zukunft vielfältige betriebliche Vorteile mit sich bringt, ist unbedingt zu berücksichtigen, dass durch die ineinandergreifenden Prozessschritte eine erhöhte System-Komplexität entsteht, die einen erhöhten Wartungs- und Personalaufwand erfordert sowie höhere Anforderungen an den Fachkenntnissen des Betriebspersonals stellt.

Die zahlreichen dargestellten Vorteile der ressourcenschonenden Kläranlage sind jedoch nicht nur auf die Umwelt beschränkt, auch der Wirtschaftsstandort Österreich könnte von diesem Abwasserreinigungskonzept „Made in Austria“ profitieren.

10 Referenzen

- Amann, A., Zoboli, O., Krampe, J., Rechberger, H., Zessner, M., und Egle, L. (2018). Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 130, 127–139.
- Amann, A., Damm, M., Zessner, M. (2019). *StraPhos – Zukunftsfähige Strategien für ein österreichisches Phosphormanagement. 2. Tätigkeitsbericht*. Herausgeber: Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Abteilung für Abfallwirtschaftsplanung, Abfallbehandlung und Altlastensanierung.
- ATV-DVWK-A 198 (2013). Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen - April 2003; Stand: korrigierte Fassung Dezember 2004, Verlag: DWA.
- Baumgartner, T., Valkova, T., Svardal, K., Krampe, J. (2016). Experience and performance data for the implementation of nitrification on a two-stage WWTP. Deliverable D4.1., WP4 – Nitrogen management in side stream, Project PowerStep, European Union HORIZON 2020 – Innovation Actions - Grant agreement° 641661.
- Baumgartner, T., Parravicini, V., Svardal, K., Krampe, J. (2018). Decision support for finding the appropriate resource and energy optimized SDE treatment technology. Deliverable D4.4., WP4 – Nitrogen management in side stream, Project PowerStep, European Union HORIZON 2020 – Innovation Actions - Grant agreement° 641661.
- Benini, L., Mancini, L., Sala, Manfredi, S., Schau, E. M., und Pant, R. (2014) Normalisation method and data for Environmental Footprints. European Commission, Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union, Luxemburg.
- BMNT (2018). Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017. Teil 1. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- Böhler, M., Heisele, A., Seyfried A., Siegrist H. (2015). $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ recovery from liquid side streams. *Environmental Science and Pollution Research* 22(10), 7295-305. doi: 10.1007/s11356-014-3392-8.
- Boulestreau, M., Remy, C., Lesjean, B. (2014). Recommendations for energy positive wastewater schemes, Project acronym: CARISMO, Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- Brunner, P.H. and Rechberger H. (2016). *Handbook of Material Flow Analysis: For Environmental, Resource, and Waste Engineers*. Second Edition ed. 2016, Boca Raton London New York: CRC Press - Taylor & Francis Group.
- Bühler, G. (2006). *Verkehrsmittelwahl im Güterverkehr. Eine Analyse ordnungs- und preispolitischer Maßnahmen*. Physica Verlag Heidelberg.
- Byrne, D.M., Lohman, H.A.C., Cook, S.M., Peters, G.M., Guest, J.S. (2017). Life cycle assessment (LCA) of urban water infrastructure: emerging approaches to balance objectives and inform comprehensive decision-making. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 3, 1002–1014.
- Cencic, O., Rechberger, H. (2008): *Material Flow Analysis with Software STAN*, Wien. URL: https://www.researchgate.net/publication/284663142_Material_flow_analysis_with_Software_STAN. (abgerufen am: 4.9.2019).
- Clara, M., Kreuzinger, N., Strenna, B., Gans, O., Kroiss, H. (2005). The solids retention time—a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. *Water Res.* 39 (1), 97-106.
- Clavreul, J., Guyonnet, D., Christensen, T.H. (2012). Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Manag.*, 32, 2482-2495.
- Conthe, M., Lycus, P., Arntzen, MØ., Ramos da Silva, A., Frostegård, Å., Bakken, LR., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C.M. (2019). Denitrification as an N₂O sink. *Water Res.* 15, 381-387.
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J., Hospido, A., Larsen, H., Morera, S., Shaw, A. (2013). Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research* 47, 5480–5492.

- Corominas, L., Byrne, D. M., Guest, J. S., Hospido, A., Roux, P., Shaw, A., Short, M.D. (2020). The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. *Water Research* 184, 116058, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116058>
- Côté, P., Peeters, J., Adams, N., Hong, Y., Long, Z., Ireland, J. (2015). A new membrane-aerated biofilm reactor for low energy wastewater treatment: pilot results. Technical Paper, presented at WEFTEC Conference, 2015
- Da Ros, C., Conca, V., Eusebi, A.L., Frison, N., Fatone, F. (2020). Sieving of municipal wastewater and recovery of bio-based volatile fatty acids at pilot scale. *Water Research*. 174, 115633.
- Daelman, M.R.J., van Voorthuizen, E.M., van Dongen, U.G.J.M., Volcke, E.I.P., van Loosdrecht, M.C.M. (2012) Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Res.* 46, 3657–70.
- Daigger, G. T. (2009). Evolving urban water and residuals management paradigms: water reclamation and reuse, decentralization, and resource recovery. *Water Environ. Res.* 81, 809–823. doi: 10.2175/106143009X425898
- De Ruiter, R. (2014) The EcoPhos Technology to close the P cycle and safeguard the world's food chain. Workshop Abwasser-Phosphor-Dünger. 28./29.1.2014. BAM Berlin.
- De Ruiter, R. (2015a) The EcoPhos-Technology: Market Products from Rock and/or Sewage Sludge Ash. Meeting am 22.09.2015 in Wien, im Bericht „EcoPhos® Phosphorsäureherstellung aus den Klärschlammaschen Wiens“, Egle L., Amann A., Zoboli O, Rechberger H., Krampe J. (2016).
- De Ruiter, Rob (2015b) EcoPhos Vienna. Meeting am 06.11.2015 in Wien. im Bericht „EcoPhos® Phosphorsäureherstellung aus den Klärschlammaschen Wiens“, 2016, Egle L., Amann A., Zoboli O, Rechberger H., Krampe J. (2016).
- Delre, A., Mønster, J., Scheutz, C., (2017). Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. *Science of the Total Environment* 605–606, 258–268. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.177
- Delre, A., ten Hoeve, M., Scheutz, C. (2019). Site-specific carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants, using the life cycle assessment approach. *J. Clean. Prod.* 211, 1001-1014.
- Diepold, V. (2020). Stoffflussanalyse zu Schwermetallen im Klärschlamm. Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, TU Wien. März 2020.
- DWA-A 131 (2016). Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) Verlag, Hennef, Juni 2016.
- DWA-A 202 (2011). Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) Verlag, Hennef, Mai 2011.
- DWA - KEK-1.4 (2016). Verfahren und Trends in der Thermischen Klärschlammbehandlung – Teil 2. Verfahren und Trends in der Thermischen Klärschlammbehandlung – Teil 2 2016, KA, 691–696. <https://doi.org/10.3242/kae2016.08.004>
- DWA-M 349 (2019). Biologische Stickstoffelimination von Schlammwässern der anaeroben Schlammstabilisierung, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) Verlag, Hennef, Mai 2019.
- DWA-M 379 (2019). Klärschlamm-trocknung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Verlag, Hennef, Mai 2019.
- DWA (2019). Themen T1/2019 - Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung - Verfahrensvarianten, Reinigungsleistung und betriebliche Aspekte - Mai 2019; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) Verlag, Hennef.
- EASETECH, Environmental Assessment System for Environmental TECHNOlogies, DTU, Lyngby, Denmark. <http://www.easetech.dk/>
- Eder (2020). Informationen Dr. B. Eder, SüdWasser GmbH.
- Egle, L., Reichel, M. (2012). Stand und Trends bei der Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlagen. Vortag beim ÖWAV-Seminar 2012 02 - Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft; Wiener Mitteilungen, Band 226, 103-148

- Egle, L., Zoboli, O., Thaler, S., Rechberger, H., Zessner M. (2013). The Austrian P budget as a basis for resource optimization. *Resources Conservation and Recycling* 83. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.09.009
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M., (2014). Endbericht Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion VII Wasser.
- Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J., Zessner, M., (2016). Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of The Total Environment* 571, 522–542.
- Egle, L., Amann A., Zoboli O. (2016b). Phosphorrückgewinnung aus den Klärschlammaschen Wiens Teilbericht: EcoPhos®: P-Säureherstellung aus den Klärschlammaschen Wiens, TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement.
- Eitzinger, J. (2015), Klima - Landwirtschaft - Wasser, Wiener Mitteilungen, Band 232, S. 15-30.
- Europäisches Parlament (1991). Rat der Europäischen Union: Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EEC).
- Europäisches Parlament (2000). Richtlinie 2000/60 / EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Rahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (2000/60/EC).
- Eurostat (2019a). Energy statistics - an overview. Gross inland energy consumption. url: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Energy_statistics_-_an_overview&oldid=401563#Gross_inland_energy_consumption (Zugriff am 12. 04. 2019).
- Eurostat (2019b). Glossary: Kilograms of oil equivalent (kgoe). url: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Glossary:Tonnes_of_oil_equivalent_\(toe\)](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Glossary:Tonnes_of_oil_equivalent_(toe)) (Zugriff am 12. 04. 2019).
- Eurostat (2019c). Population and population change statistics. url: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Population_and_population_change_statistics#EU-28_population_continues_to_grow (Zugriff am 12. 04. 2019).
- Ewert, W. (2009). Verfahren zur Optimierung der anaeroben Schlammbehandlung bei Anwendung der biologischen Phosphatelimination. 6. Klärschlammstage in Fulda, DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.), Fulda (Germany).
- Ewert, W. (2011). Anlagebesuch Waßmanskorf (Berlin) und mündliche Information Dr. Ewert, in Egle et al., 2104.
- Fantke, P., Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Joliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., McKone, T., Posthuma, L., Rosenbaum, R., van de Meent, D. und van Zelm, R. (2017). USEtox 2.0 Documentation (Version 1). USEtox International Center, Denmark.
- Felz, S., Al-Zuhairy, S., Aarstad, O. A., van Loosdrecht, M. C. M. and Lin, Y. M. (2016). Extraction of Structural Extracellular Polymeric Substances from Aerobic Granular Sludge, J. Visualized Exp., 115 Available from: <http://www.jove.com/video/54534/extraction-structural-extracellular-polymeric-substances-from-aerobic>.
- Flick, K., Gaugele, W., Gellert, M. J., Maus, H., Pflüger, W., Reinhardt, M., Schäfer, H., Scheer, H., Schmidtke, R. F., Wald, J., Zech, H. (2012). Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnung (KVR-Leitlinien). DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 8. überarbeitete Auflage, Juli 2012, ISBN: 978-3-941897-55-7.
- Foley, J., de Haas, D., Hartley, K. und Lant, P. (2010). Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Research* 44 (5) 1654–1666.
- Frank, J., Sandern, A. (2019) Lachgasemissionen bei der Klärschlammverbrennung. Vortrag Berliner Klärschlammkonferenz, 04. / 05. November 2019, Berlin.
- Füreder, K., Frey, W., Svardal, K., Krampe, J. (2016). Energieverbrauch von Rührwerken auf Belebungsanlagen, Forschungsbericht aus den Mitteln der ÖWAV Kanal- und Kläranlagennachbarschaften, www.kan.at und in: "Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften", Folge 24; Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien, S. 63.

- Gutjahr, M., Niemann, K. (2014). Abgasreinigung für Mono-Klärschlammverbrennungsanlagen, in: Energie aus Abfall. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, pp. 693–712.
- Hausschild, Z., Goedkoop, M., Guinee, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., Margini, M., De Schryver, A., Humbert, S., Lautent, A., Sala, S., Pant, R. (2013). Identifying best existing practice for characterization modelling in life cycle impact assesment. *Int J Life Cycle Assess*, 18, 683–697.
- Hable, K. (2016). Primärenergiebedarf und klimarelevante Emissionen beim Bau einer Kläranlage. Bachelorarbeit, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement der TU Wien.
- Hable, K. (2019). Life-cycle Assessment für Kläranlagen – Kritische Analyse am Beispiel einer Modellkläranlage. Masterrarbeit, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement der TU Wien.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M. C. M. (2000). Activated sludge model ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3 , edited by IWA task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment. Published by IWA Publishing in its Scientific and Technical Report series, London.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M. and Nemecek, T. (2010) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Hinsinger, P., 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant Soil* 237, 173–195. <https://doi.org/10.1023/A:1013351617532>.
- Hogendoorn, A. (2013). Enhanced digestion and alginate-like-exo-polysaccharides extraction from Nereda sludge. Master of Science in Civil Engineering, Delft University of Technology Sanitary Engineering Section
- Hosang, W., Bischof, W. (1989). *Abwassertechnik*, neunte Auflage. Springer
- Hospido, A., Carballa, M., Moreira, M., Omil, F., Lema, J.M., Feijoo, G. (2010). Environmental assessment of anaerobically digested sludge reuse in agriculture: potential impacts of emerging micropollutants. *Water Res.* 44, 3225-3233.
- ILCD Handbook (2011). Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. Luxemburg: Publication Office of the European Union. isbn: 978-92-79-17451-3.
- IPCC (2007). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Fourth Assessment Report (AR4), Working Group 1, Chapter 2, Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing.
- IPCC (2006), Doorn, M.R.J., Towprayoon S., Manso Vieira, S. M., Irving W., Palmer C., Pipatti R., Wang C., 2006. Wastewater treatment and discharge, in: IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change, Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, National Greenhouse Gas Inventories Programme (2006), Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Anabe, K. (Eds.), Vol. 5, Chapter 6.
- IPCC (2013), Myhre, G., Shindell D., Anthropogenic and Natural Radiative Forcing, in: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Stocker, T.F., Qin D., Plattner, G.-K., Tignor, M.M.B., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Eds.), Cambridge University Press, Chapter 8.
- IPCC (2019), Bartram, D., Short, M.D., Ebie, Y., Farkaš, J., Gueguen, C., Peters, G.M., Zanzottera, N.M., Karthik, M., Masuda, S., 2019. Wastewater treatment and discharge, in: *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Demirok, F.B., Herold, A. (Eds.), Vol. 5, Chapter 6.
- Jahn, L., Baumgartner, T., Svoldal, K., Krampe, J. (2016). The influence of temperature and SRT on high-solid digestion of municipal sewage sludge. *Water Science and Technology* 74(4), 836–843.
- Jahn, L., Saracevic, E., Svoldal, K., Krampe, J. (2017). Granulieres Belebtschlamm-Verfahren in kontinuierlich durchgeflossenen Belebungsanlagen, Endbericht, Projekt gefördert durch das Österreichische Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus.

- Jahn, L., Haslinger, J., Svardal, K. (2019). „Mikrosiebung als Verfahrenstechnik für die energetische Nutzung des Abwassers“ Bericht, Projekt gefördert von ÖWAV-KAN. Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, TU Wien.
- Jahn, L., Svardal, K., Krampe, J. (2019b). Nitrous oxide emissions from aerobic granular sludge. *Water Sci Technol* 80(7), 1304–1314.
- Jahn, L. (2020). Wastewater treatment with aerobic granular sludge in continuous-flow reactors and effects on downstream processes. Dissertation am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, TU Wien, 10.11.2020.
- Jekel, M. (2016). Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken. Aki Sebastian Ruhl (Hrsg.), Universitätsverlag der TU Berlin, ISBN 978-3-7983-2806-8 (online).
- Kaleß, M., Palmowski L., Pinnekamp, J., Kink, M., Heindl, A. (2018). Energieeffiziente Abwasserreinigung durch Abwassersiebung *Korrespondenz Abwasser Abfall* 18(65), 210–216.
- Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Res.* 43, 4093-4103.
- KEA, 2012. VDI 4600: Kumulierter Energieaufwand (KEA) – Begriffe, Berechnungsmethoden. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure e.V., Jan. 2012.
- Knautz, H., Ramakrishan, C., Ramharther, P.M., Zweiler, R. (2006). Decentralized energy utilization in fluidized beds: Incineration of low calorific fuels (< 7 MJ/kg) in small to medium size plants. 52nd IEAFBC Meeting Vienna, May 2006 Workshop on Co-Conversion (Combustion and Gasification) in Fluidized Beds, zitiert in Egle (2015).
- Koppe, P., Stozek, H. (1999). *Kommunales Abwasser*. 4. Auflage, Vulkan Verlag, Essen.
- Kraus, F., Seis, W., Remy, C., Güell, I.J., Espí, J.J., Clarens, F. (2016). DEMOWARE - D 3.2 Show case of the environmental benefits and risk assessment of reuse schemes. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH Berlin.
- Kraus, F., Zamzow, M., Conzelmann, L., Remy, C., Kleyböcker, A., Seis, W., Mische, U., Hermann, L., Hermann, R., Kabbe, C. (2019). Ökobilanzieller Vergleich der P-Rückgewinnung aus dem Abwasserstrom mit der Düngemittelproduktion aus Rohphosphaten unter Einbeziehung von Umweltfolgeschäden und deren Vermeidung – Abschlussbericht, TEXTE 13/2019, Herausgeber: Umweltbundesamt.
- Krampe, J., Parravicini, V., Baumgartner, T., Svardal, K. (2016). Die Kläranlage als Baustein der Energiewende? Vortrag: "Mit Abwasserbehandlung Zukunft gestalten", 88. Darmstädter Seminar Abwassertechnik, Darmstadt, Deutschland; 25.05.2016; in: "Tagungsband", IWAR-Schriftenreihe, 236 (2016), ISBN: 978-3-940897-36-7; S. 91 - 108.
- Kroiss, H., Svardal, K. (2009). Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen, *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, Springer Verlag, 11-12/2009, S. 170 – 177.
- Kupper, T. (2000). Der Transfer von Schwermetallen vom Abwasser in den Klärschlamm unter besonderer Berücksichtigung von Nickel. Literaturstudie, Ecole Polytechnique Federale de Lausanne.
- Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminck, S. E., Joss, A., Horn, H., van Loosdrecht, M.C. M. (2014). Full-scale partial nitrification/anammox experiences--an application survey. In: *Water research* 55, S. 292–303.
- Lahnsteiner, J. (2015). Eine internationale Perspektive von Water-Reuse, *Wiener Mitteilungen*, Band 232, S. 217-234.
- Laner, D., O. Cencic, N. Svensson, and J. Krook. (2016). Quantitative Analysis of Critical Factors for the Climate Impact of Landfill Mining. *Environ Sci Technol* 50(13): 6882-6891.
- Larsen, H.F., Hansen, P.A., Boyer-Souchet, F. (2010). Decision Guideline Based on LCA and Cost/efficiency Assessment. Deliverable 4.3. EC Project “NEPTUNE”, contract No.: 036845. Available at: www.eu-neptune.org.

- Latschbacher, M. (2017). Evaluation of N₂O emissions of MABR treating SDE. Masterarbeit am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien.
- Laurent, A., Hauschild, M. Z., Golsteijn, L., Simas, M., Fontes, J., Wood, R. (2013). Deliverable 830 5.2: Normalisation factors for environmental, economic and socio-economic indicators. Report 831 prepared within the 7th Framework programme, Project: PROSUITE.
- Law, Y., Jacobsen, G. E., Smith, A. M., Yuan, Z. und Lant, P. (2013). Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants. *Water Research* 47, 14, 5270–5281.
- Lindtner, S., Zessner, M. (2003). Abschätzung von Schmutzfrachten in der Abwasserentsorgung bei unvollständiger Datenlage. *Wien Mitteilungen*, 183, Herausgeber: Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, TU Wien.
- Lindtner, S. (2004). Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen. Dissertationsschrift zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der technischen Wissenschaften an der Technischen Universität Wien, Fakultät für Bauingenieurwesen, Wiener Mitteilungen Band 189, 2004.
- Lochmatter, S., Gonzalez-Gil, G., Holliger, C. (2013). Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge. *Water Res.* 47 (16), 6187–6197.
- Lorenzo-Toja, Y., Alfonsín, C., Amores, M.J., Aldea, X., Marin, D., Moreira, M.T., Feijoo, G. (2016). Beyond the conventional life cycle inventory in wastewater treatment plants. *Sci. Total Environ.* 553, 71-82.
- Lotti, T., Kleerebezem, R., Lubello, C., van Loosdrecht, M.C.M. (2014). Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture *Wat Res* 60, 1-14.
- Ludwig, C., Svardal, K., Papp, M. (2015). Energie-positiv in die Zukunft: das Projekt EOS der ebswien hauptkläranlage, *Gewässerschutz Wasser Abwasser*, Band 236, 18/1-18/16.
- Ludwig, C. (2019). Mündliche Information DI Christian Ludwig, ebswien.
- Martin, K. J., Nerenberg, R. (2012). The membrane biofilm reactor (MBfR) for water and wastewater treatment: Principles, applications, and recent developments, *Bioresource Technology* 122 (2012) 83–94.
- Milà i Canals, L., Romanyà, J., Cowell, S.J. (2007). Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of ‘fertile land’ in life cycle assessment (LCA). *J Clean Prod*, 15, 1426–1440.
- Montzka, S.A., Fraser, P.J. (1999). Controlled substances and other source gases. Chapter 2 in scientific assessment of ozone depletion: 1998, Global Ozone Research and Monitoring Project—report no. 44, World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- Morera, S., Corominas, L., Rigola, M., Poch, M., Comas, J. (2017). Using a detailed inventory of a large wastewater treatment plant to estimate the relative importance of construction to the overall environmental impacts. *Water Research* 122, 614-623.
- Morera, S., Santana, M. V.E., Comas, J., Rigola, M., Corominas, L. (2019). Evaluation of different practices to estimate construction inventories for life cycle assessment of small to medium wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production* 245, 118768.
- Muñoz, R. (2019). Keynote speaker, IWA Anaerobic Digestion Conference AD16 “Accelerating natural cycles”. Delft University of Technology 23-27 June 2019, Delft, The Netherlands.
- Nebocat, G. (2016). Studie „Vertiefende Untersuchung zu den technischen Möglichkeiten der thermischen Klärschlamm-Verwertung in Mecklenburg-Vorpommern“. Pöyry Deutschland; Ministerium für Wirtschaft, Bau und Tourismus, Mecklenburg-Vorpommern, Hamburg.
- Niero, M., Pizzol, M., Bruun, H. G. und Thomsen, M. (2014). Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. *Journal of Cleaner Production* 68, 25-35.
- Nowak, O., Svardal, K. (1989). Nitrifikation und Denitrifikation. *Wiener Mitteilungen* 81, F1-F54. TU Wien.
- Nowak, O., Franz, A., Svardal, K. and Müller, V. (1996). Specific organic and nutrient loads in stabilized sludge from municipal treatment plants. *Wat. Sci. Tech.*, 33(12), 243–250.

- Nowak, O., Parravicini, V., Müller-Rechberger, H. (2002). Klärschlammdeintegration. Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, TU Wien. Wiener Mitteilungen, Band 177, 113 – 156.
- Novak, P. J., Arnold, W. A., Blazer, V. S., Halden, R. U., Klaper, R. D., Kolpin, D. W., Kriebel, D., Love, N. G., Martinović-Weigelt, D., Patisaul, H. B., Snyder, S. A., Vom Saal, F. S., Weisbrod, A. V., & Swackhamer, D. L. (2011). On the need for a national (U.S.) research program to elucidate the potential risks to human health and the environment posed by contaminants of emerging concern. *Environmental Science and Technology*, 45(9), 3829-3830. <https://doi.org/10.1021/es200744f>
- ÖNORM EN ISO 14040:2009-11: Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006). Wien: Austrian Standards, Nov. 2009.
- ÖNORM EN ISO 14044:2018-06: Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006 + Amd 1:2017) (konsolidierte Fassung). Wien: Austrian Standards, Juni 2018.
- ÖWAV (2018). Benchmarking für Kläranlagen, Öffentlicher Bericht 2018, <https://www.abwasserbenchmarking.at/home/berichte/index.php>
- ÖWAV (2020). Branchenbild der Österreichischen Abwasserwirtschaft 2020, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaftsverband und Kommunal Kredit Public Consulting.
- Parravicini, V., Nowak O., Svoldal K., Kroiss H. (2004). Application of different sludge disintegration methods to enhance the degradation of organic solids in digested sewage sludge. Vortrag: 10th World Congress "Anaerobic Digestion 2004", Montreal, Canada; 29.08.2004 - 02.09.2004; in: "Proceedings Volume 4", International Water Association (IWA), (2004), 2076 – 2079.
- Parravicini, V., Smidt, E., Svoldal K., Kroiss, H. (2006). Evaluating the stabilisation degree of digested sewage sludge: investigations at four municipal wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.*, 53(8), 81–90.
- Parravicini, V., Valkova, T., Haslinger, J., Saracevic, E., Winkelbauer, A., Tauber, J., Svoldal, K., Hohenblum P., Clara, M., Windhofer, G., Pazdernik K., Lampert, C. (2015). Endbericht: Reduktionspotential bei den Lachgasemissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes (ReLaKO). The research project was supported by the Austrian ministry for agriculture, forestry, environment and water management. Project leader: Institute for Water Quality and Resources Management, Project partner: Umweltbundesamt GmbH. https://www.umweltfoerderung.at/fileadmin/user_upload/media/umweltfoerderung/Dokumente_Betriebe/Wasser_Betriebe/Studien_Wasserwirtschaft/1302015_ReLaKO_Endbericht.pdf
- Parravicini, V., Svoldal, K., Krampe, J. (2016). Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants; *Energy Procedia*, 97, S. 246 – 253 doi:0.1016/j.egypro.2016.10.067.
- Parravicini, V., Svoldal, K., Krampe, J. (2018). Anwendung membranbelüfteter Biofilme zur Trübwasserbehandlung, TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wiener Mitteilungen, Band 247, 253-270.
- Pasqualino, J., Meneses, M., Abella, M. und Castells, F. (2009). LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Environmental science and technology* 43, S. 3300–3307.
- Pellicer-Nächer, C., Franck S., Gülay A., Rusalleda M., Terada A., Abu Al-Soud W., Asser Hansen M., Sørensen S. J., and Smets B. F. (2014). Sequentially aerated membrane biofilm reactors for autotrophic nitrogen removal: microbial community composition and dynamics. *Microb Biotechnol.* 7(1): 32–43.
- Pellicer-Nächer, C., Olsson, P., Kängsepp, P. (2016), Deliverable 1.1: Optimized design of microscreen and periphery for primary filtration, www.powerstep.eu.
- Pinnekamp, J., Genzowsky K. (2012). Treibhausgasemissionen aus Abwasseranlagen. *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser*, 2012, Aachen, Nr.4.
- Pittmann, T.; Steinmetz, H. (2014): Polyhydroxyalkanoate production as a side stream process on a municipal waste water treatment plant. *Bioresource Technology*, Vol 167, pp 297-302, doi10.1016/j.biortech.2014.06.037.

- Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.P., Johansson, M., Margni, M., Jolliet, O. (2008). The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *Int J Life Cycle Assess* 13(6). 477–486.
- Powerstep (2015). Full scale demonstration of energy positive sewage treatment plant concepts towards market penetration, EU-Projekt Nr. 641661, Projektleitung Kompetenz Zentrum Wasser Berlin GmbH; Aufgaben TU Wien: Leitung und Koordination von Work Package 4 (nitrogen management in side streams). www.powerstep.eu
- Quan, X., Zhang M., Lawlor P. G., Yang Z., Zhan X. (2012) Nitrous oxide emission and nutrient removal in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Water Res.* 46 (16), 4981–4990.
- Rechberger, H., Klöckl, J., Lederer, J. (2007) SUSAN - Sustainable and Safe Re-use of municipal sewage sludge for nutrient recovery. Deliverable D14. Report on ecological assessment of sewage sludge management options. Institute of Water Quality, Resources and Waste Management. Vienna University of Technology. Vienna.
- Reichel, M. (2016). Schlammfäulung mit erhöhtem Feststoffgehalt - Chancen, Grenzen, Herausforderungen; in Buchreihe "Wiener Mitteilungen, Band 235", Buchreihen-Herausgeber: H. Kroiss. Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, S. 188
- Reisiger, H., Schöllner, G., Müller, B., Obersteiner, E. (2009). RUSCH Res-sourcenpotenzial und Umweltbelastung der Schwermetalle Cadmium, Blei und Quecksilber in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- Remy, C., Lesjean, B. und Hartmann, A. (2011). Die Methodik der Ökobilanz zur ganzheitlichen Erfassung des Energieverbrauchs in der Abwasserreinigung. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 58 (6), S. 572–576.
- Remy, C., Boulestreau, M., Lesjean, B. (2014) Technischer Nachweis eines innovativen Konzepts für ein energiepositives Klärwerk, Manuskript zur 47. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft.
- Remy, C., Jossa, P. (2015). Deliverable D 9.2. Life Cycle Assessment of selected processes for P recovery from sewage sludge, sludge liquor, or ash. EU-Projekt P-Rex: Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency, Project supported by the European Commission within the Seventh Framework Programme Grant agreement No. 308645.
- Remy, C., Cazalet, D. (2018). Deliverable 5.5 - Recommendations for ecoefficient new concepts of energy positive WWTP. EU Project Powerstep, Horizon 2020 Framework Programme, Grant Agreement Number N. 641661.
- Renou, S., Thomas, J., Aoustin, E., Pons M. (2008). „Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA“. In: *Journal of Cleaner Production* 16 (10) S. 1098-1105.
- Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., Meent, D., Hauschild, M.Z., (2008). USEtox the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (7), 532e546.
- Rosenbaum, RK, Huijbregts, M, Henderson, A, Margni, M, McKone, TE, van de Meent, D, Hauschild, MZ, Shaked, S, Li, DS, Slone, TH, Gold, LS, Jolliet, O (2011). USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *Int J Life Cycle Assess* 16(8):710–727
- Roskosch, A, Heidecke, P. (2018). Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland, Umweltbundesamt Fachgebiet III 2.4 - Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer und Fachgebiet III 2.5 – Überwachungsverfahren, Abwasserentsorgung, Umweltbundesamt, Oktober 2018
- Schmitt, T.G., Steinbrück, C., Welker, A., Dierschke, M. (2007) Perspektiven einer zukunftsfähigen Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz. Schlussbericht. Technische Universität Kaiserslautern. Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft, zitiert in Egle (2015).
- Seiler, K. & Pöpel, H.J. (1998). Klärschlamm desintegration: Verfahren und Ergebnisse. Schriftenreihe WAR, TU Darmstadt, Band 109, 141-176.

- Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M. et al. (2006). Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator (14 pp). *Int J Life Cycle Assessment* 11, 403–416 <https://doi.org/10.1065/lca2005.06.215>
- Siegenthaler, N. (2017). Mündliche Information von GE Water & Process Technologies.
- Soares, A. (2020). Wastewater treatment in 2050: challenges ahead and future vision, *Environmental Science and Ecotechnology*, Vol. 2, <https://doi.org/10.1016/j.ese.2020.100030>.
- Spormann, A.M. (2019). Keynote speaker, IWA Anaerobic Digestion Conference AD16 “Accelerating natural cycles”. Delft University of Technology 23-27 June 2019, Delft, The Netherlands.
- Stöcklein, F., Tebert, C., Töfge, K. (2017). Evaluation und Minderung klimarelevanter Gase aus Abfallverbrennungsanlagen, FKZ 3714 42 313 3. Müller BBM GmbH, Ökopool GmbH, Umweltbundesamt.
- Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H., Huijbregts, M.A.J. (2009). Aquatic eutrophication. Chapter 6. In: Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: characterisation, first edition, 6 January 2009, <http://www.lcia-recipe.net> – accessed January 2012.
- Stubenvoll, J., Böhmer, S., Szednyi, I. (2002) Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Stumpf, A. Hailong, Z., Heinzmann, B., Kraume, M. (2008) Phosphorus recovery in aerated systems by MAP precipitation: Optimizing operational conditions. *Water Science & Technology* 58(10):1977-83
- Svardal, K., Lindtner, S., Winkler, S. (2003). Optimum aerobic volume control based on continuous in-line oxygen uptake monitoring; *Water Science and Technology*, 47, 11; S. 305 - 312.
- Svardal, K., Egle, L. (2016). Rückgewinnung von Phosphor aus dem Faulschlamm und Trübwasser der Kläranlage Wiener Neustadt Süd. Bericht, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien.
- Syron, E., Casey, E. (2008). Membrane-Aerated Biofilms for High Rate Bio-treatment: Performance Appraisal, Engineering Principles, Scale-up, and Development Requirements. *Environmental Science and Technology*, 42 (6), 1833-1844
- Tauber, J., Parravicini, V., Svardal, K., Krampe, J. (2019). Quantifying methane emissions from anaerobic digesters"; *Water Science and Technology*, 80 (2019), 9; 1654 – 1661.
- UBA (1997). Umweltverträglichkeit von Chemikalien zur Abwasserbehandlung, UBA-Text 39/97, Berlin: Umweltbundesamt. ISSN 0722-186 X, 1997, zitiert in ATV-DVWK-A 202 Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) Verlag, Hennef, April 2014.
- UBA (2004) Kügler, I., Öhlinger, A., Walter, B. Dezentrale Klärschlammverbrennung. BE-260, Umweltbundesamt.
- Umweltbundesamt (2009): Oliva, J.; Bernhardt, A.; Reisinger, H.; Domenig, M. & Krammer, H.-J.: Klärschlamm – Materialien zur Abfallwirtschaft. Report, REP-0221. Umweltbundesamt, Klagenfurt, Wien.
- Valkova, T., Parravicini, V., Saracevic, E., Tauber, J., Svardal, K., Krampe, J. (2020). A method to estimate the direct nitrous oxide emissions of municipal wastewater treatment plants based on the degree of nitrogen removal. *J Environ Manage.* 2020 Nov 11;111563. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111563. Online ahead of print.
- van den Akker, B., Reid, K., Middlemiss, K., Krampe, J. (2015) Evaluation of granular sludge for secondary treatment of saline municipal sewage, *Journal of Environmental Management*, 157: 139-145, doi: 10.1016/j.jenvman.2015.04.027.
- van der Knaap E., Koornneef E., Luttmiah K., Oosterhuis M., Roeleveld P. and Schaafsma M., et al. (2019). Kaamera Nereda gum: samenvatting NAOP onderzoeken 2013–2018, [cited 2020 Feb 18], available from: <http://edepot.wur.nl/501893>.

- van Loosdrecht, M. C. M. (2019). Keynote speaker, IWA Anaerobic Digestion Conference AD16 “Accelerating natural cycles”. Delft University of Technology 23-27 June 2019, Delft, The Netherlands.
- Verstraete, W., Van de Caveye, P., Diamantis, V. (2009). Maximum use of resources present in domestic “used water”. *Bioresource Technology*, 100 (23), 5537-5545.
- Verstraete, W. (2019). Keynote speaker, IWA Anaerobic Digestion Conference AD16 “Accelerating natural cycles”. Delft University of Technology 23-27 June 2019, Delft, The Netherlands. Verstraete, W., Van De Caveye, P., and Diamantis, V. (2009). Maximum use of resources present in domestic “used water”. *Bioresour. Technol.* 100, 5537–5545. doi: 10.1016/j.biortech.2009.05.047.
- Wan, J., Gu J., Zhao, Q., Liu, Y. (2016). COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment, *Scientific Reports* 6, Article number: 25054, doi:10.1038/srep25054
- Weissengruber, L., Möller, K., Puschenreiter, M., Friedel, J.K. (2018). Long-term soil accumulation of potentially toxic elements and selected organic pollutants through application of recycled phosphorus fertilizers for organic farming conditions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* volume 110, 427–449.
- Wenglewski, M. (2019). Empfehlung von DI M. Wenglewski, Strabag, Wien.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., and Weidema, B., (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, (online) 21(9), pp.1218–1230.
- Wett, B. (2007). Development and implementation of a robust deammonification process. *Water Sci Technol.*; 56(7):81-8. DOI:10.2166/wst.2007.611
- Woess-Gallash, S., Bird, S., Enzinger, P., Jungmeier, G., Padinger, R., Pena, N., Zanchi, G. (2010). Greenhouse Gas Benefits of a Biogas Plant in Austria. Joanneum Research Forschungsgesellschaft mbH. Resources – Institute of Water, Energy and Sustainability, Graz, Austria.
- Wolf, S. (2019). Energiebilanzen und Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen von Klärschlamm-trocknungsanlagen - Ein Vergleich marktüblicher Systeme (Master’s Thesis). TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Wien.
- Wollman, I., Möller, K., (2018) Phosphorus bioavailability of sewage sludge-based recycled fertilizers in an organically managed field experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 181(5) <https://doi.org/10.1002/jpln.201700346>.
- Yoshida, H., Clavreul, J., Scheutz, C. & Christensen, T.H. (2014) Influence of data collection schemes on the Life Cycle Assessment of a municipal wastewater treatment plant. *Water Research* 56(0): 292-303.
- Zessner, M. (1999). Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers. In: Kroiss, H. (1999) *Wiener Mitteilungen: Wasser - Abwasser - Gewässer*. Band 157. Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, TU Wien, Wien.
- Zessner M., Lindtner S. (2005). Estimations of municipal point source pollution in the context of river basin management. *Water Science & Technology*, 52, 9, 175–182.
- Zimmermann, P., Doka, G., Huber, F., Labhart, A., Ménard, M. (1996). *Ökoinventare von Entsorgungsprozessen – Grundlage zur Integration zur Integration der Entsorgung in Ökoprozessen*. ETH Zürich.
- Zoboli, O., Laner, D., Zessner, M., Rechberger, H. (2015). Added values of times series in material flow analysis: the Austrian phosphorus budget from 1990 till 2011. *J Ind. Ecol.*, 20 (6), 1334-1348.

Anhang

1 Festlegung der Modellkläranlagen

Tabelle A1. Volumen der Becken und Behälter sowie Materialaufwendungen in der Bauphase.

Bauteile	Becken- volumen	Tiefe/Höhe	Fläche	Beton	Bewehrungs- stahl	Edelstahl	Aushub
	[m ³]	[m]	[m ²]	[m ³]	[kg]	[kg]	[m ³]
Kläranlage_Ist							
Vorklärung	1 250	3	417	586	76180	2051	3
Belebungsbecken	15 052	6	2509	3356	436284	11746	6
Nachklärung	6 188	4,5	1375	1327	172500	4644	4,5
Faulung	5 314	25	213	1351	175684	1419	25
Primärschlamm-Eindicker	300	3,5	86	120	15662	422	3,5
Faulschlamm-Stapelbehälter	531	3,5	152	183	23767	640	3,5
Kläranlage_Zukunft							
Mikrosiebung	126	3,2	40	338	43985	1184	27280
Belebungsbecken	9 253	6	1542	2196	285501	7687	
Nachklärbecken	6 188	4,5	1375	1327	172500	4644	
Sandfilter	781	6	130	363	47219	1271	
Faulung	3 214	25	129	1007	130895	1057	
PS/ÜS Ausgleichbehälter	355	3,5	102	136	17671	0	
FS-Stapelbehälter	321	3,5	92	126	16436	0	
Becken TWB Anammox	150	6	25	87	11318	305	
Behälter Struvit-Fällung	21/6	9/2	8/3	1,9	247	6,65	3336

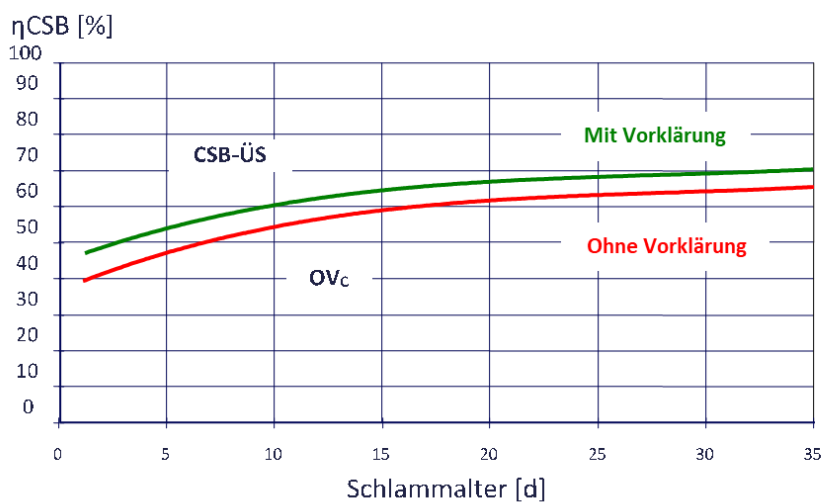


Abbildung A1. Prozentuelle Aufteilung des entfernten CSBs (η_{CSB}) im Belebungsbecken zwischen veratmetem CSB (OV_c) und im Überschussschlamm eingebautem CSB ($CSB_{\text{ÜS}}$) in Abhängigkeit des Schlammalters (bei 15°C), ($CSB_{\text{ÜS}} + OV_c = \eta_{CSB}$). Quelle: Nowak und Svardal (1989).

Tabelle A2. Charakterisierung von Belebtschlamm, Primärschlamm und Faulschlamm: Mittelwerte aus fünf Österreichischen Kläranlagen mit Faulung der Klassengröße 30.000-750.000 EW_{Auslast.}

Kläranlage	TKN/CSB	Gees.P/CSB	CSB/TS	CSB/oTS	GV
Belebtschlamm/Überschussschlamm					
A	0,063	0,038	0,96	1,54	0,62
B	0,051	0,032	0,99	1,50	0,66
C	0,068	0,04	1,10	1,50	0,73
D	0,064	0,03	1,12	1,57	0,72
E	0,063	0,04	0,96	1,44	0,67
Mittelwert	0,062	0,036	1,03	1,51	0,68
Standardabweichung	0,006	0,005	0,08	0,05	0,05
Primärschlamm					
A	0,026	0,012	1,13	1,63	0,7
B	0,027	0,011	1,22	1,64	0,75
C	-	0,016	1,35	1,68	0,8
D	0,023	0,009	1,08	1,72	0,74
E	0,03	0,006	1,4	1,95	0,72
Mittelwert	0,027	0,011	1,24	1,72	0,74
Standardabweichung	0,003	0,004	0,14	0,13	0,04
Faulschlamm					
A	0,045	0,04	0,85	1,52	0,53
B	0,045	0,038	0,81	1,43	0,56
C	0,048	0,041	0,93	1,45	0,64
D	0,057	0,03	0,72	1,44	0,6
E	0,05	0,038	0,78	1,56	0,51
Mittelwert	0,049	0,037	0,82	1,48	0,57
Standardabweichung	0,005	0,004	0,08	0,06	0,05

2 Sachbilanz

Tabelle A3. Sachbilanz der Modellkläranlagen.

Bereich	Name	Wert Kläranlage_Ist	Wert Kläranlage_Zukunft	Einheit	
Infrastruktur	Beton	0,0023	0,0015	m ³ /(EW.a)	
	Bewehrungsstahl	0,3000	0,1939	kg/(EW.a)	
	Aushub	0,0070	0,0043	m ³ /(EW.a)	
	Edelstahl		0,0049	kg/(EW.a)	
	Verbrennungsanlage	1,7E-08	1,7E-08	Einheit/(EW.a)	
Betrieb	Stromverbrauch Hebewerk	2,5	3,2	kWh/(EW.a)	
	Stromverbrauch Vorklärung	0,6	1,1	kWh/(EW.a)	
	Stromverbrauch Belebungsbecken	18,5	13,8	kWh/(EW.a)	
	Stromverbrauch Nachklärung	0,6	0,6	kWh/(EW.a)	
	Stromverbrauch Faulung /Schlammbehandlung	4,4	4,5	kWh/(EW.a)	
	Stromverbrauch Sandfilter		1,3	kWh/(EW.a)	
	Stromverbrauch Struvit		0,9	kWh/(EW.a)	
	Stromverbrauch TWB		0,3	kWh/(EW.a)	
	Fällungsmittel FeCl ₃ (40%)	6,90	3,44	kg/(EW.a)	
	Transport FeCl ₃	1,38	0,69	tkm/(EW.a)	
	Polymere Schlammkond.	0,20	0,36	kg/(EW.a)	
	MgCl ₂ Struvitfällung		1,83	MJ/(EW.a)	
	Transport MgCl ₂		0,4	tkm/(EW.a)	
	Direkte Emissionen	N ₂ O-Belebung	0,021	0,0274	kg/(EW.a)
		CH ₄ -Verluste	0,141	0,1690	kg/(EW.a)
CO ₂ fossil		5,35	5,35	kg/(EW.a)	
Ablauf	Ablauf P	0,07	0,021	kg/(EW.a)	
	Ablauf N	0,66	0,602	kg/(EW.a)	
	N ₂ O-Gewässer	0,005	0,005	kg/(EW.a)	
	CH ₄ -Gewässer	0,072	0,046	kg/(EW.a)	
	As	0,02	0,01	g/(EW.a)	
	Cd	0,01	0,01	g/(EW.a)	
	Cr	0,24	0,16	g/(EW.a)	
	Cu	1,20	0,75	g/(EW.a)	
	Hg	0,004	0,004	g/(EW.a)	
	Ni	0,64	0,56	g/(EW.a)	
	Pb	0,23	0,14	g/(EW.a)	
	Zn	8,05	5,66	g/(EW.a)	
Transporte	Schlamm zur Monoverbrennung	2,57	2,57	tkm/(EW.a)	
Gutschriften	Stromproduktion Biogas	16,5	22,2	kWh/(EW.a)	
	Ersatz P-Dünger Struvit		0,27	kg/(EW.a)	
	Ersatz N-Dünger Struvit		0,03	kg/(EW.a)	

Tabelle A4. Sachbilanz der Monoverbrennung.

Bereich	Name	Wert Kläranlage_Ist	Wert Kläranlage_Zukunft	Einheit
Transporte	Flugasche zur Deponie/Rückgewinnung	0,62	0,62	tkm/(EW.a)
	Filterkuchen zur Deponie	0,30	0,30	tkm/(EW.a)
Betrieb MonoV.	Kalk	0,25	0,25	kg/(EW.a)
	Silikasand	0,01	0,01	kg/(EW.a)
	Wasser	9,20	9,20	kg/(EW.a)
	NaOH (50%)	0,25	0,25	kg/(EW.a)
	NH ₄ ⁺ (25%)	0,17	0,17	kg/(EW.a)
	FeCl ₃ (40%)	0,03	0,03	kg/(EW.a)
	Polymere	0,07	0,07	kg/(EW.a)
	Herdofenkoks (HOK)	0,018	0,018	kg/(EW.a)
	Abfälle	Flugasche	6,23	6,23
Filterkuchen		0,30	0,30	kg/(EW.a)
Abluft Mono.V	N ₂ O	0,01639	0,01639	kg/(EW.a)
	NO _x	0,02185	0,02185	kg/(EW.a)
	SO ₂	0,00004	0,00004	kg/(EW.a)
	NH ₃	0,00036	0,00036	kg/(EW.a)
	HCl	0,00002	0,00002	kg/(EW.a)
	HF	0,00001	0,00001	kg/(EW.a)
	Staub	0,00011	0,00011	kg/(EW.a)
	CO	0,0064	0,0064	kg/(EW.a)
	As	0,000085	0,000085	g/(EW.a)
	Cd	0,000037	0,000037	g/(EW.a)
	Cr	0,00035	0,00035	g/(EW.a)
	Cu	0,00070	0,00070	g/(EW.a)
	Hg	0,00042	0,00042	g/(EW.a)
	Ni	0,00010	0,00010	g/(EW.a)
Pb	0,00128	0,00128	g/(EW.a)	
Zn	0,00952	0,00952	g/(EW.a)	
Gutschriften	Stromproduktion MonoV	1,82	1,82	MJ/(EW.a)

Tabelle A5. Sachbilanz der P-Rückgewinnung.

Bereich	Name	Wert Kläranlage_Zukunft	Einheit
Betriebsmittel	Stromverbrauch	0,22	g/(EW.a)
	HCl (100%)	2,80	g/(EW.a)
	Dampf	4,36	g/(EW.a)
	Harz	0,002	g/(EW.a)
	Wasser	22,11	g/(EW.a)
Abfälle	Abfallasche	3,12	g/(EW.a)
	Metalle Schlamm	14,01	g/(EW.a)
	Ionentauscher Harz	0,002	g/(EW.a)
	Abwasser	8,10	g/(EW.a)
Transport	Abfallasche/-harz zur Deponie	0,31	tkm/(EW.a)
	Produkte zum Markt	1,79	tkm/(EW.a)
Gutschriften	Phosphorsäure (100%eq)	1,95	g/(EW.a)
	Ca/Mg Chloride (100%eq)	0,76	g/(EW.a)
	Fe/Al Chloride (100%eq)	0,18	g/(EW.a)

Tabelle A6. Transferkoeffizienten Mono-Verbrennung und P-Rückgewinnung.

Element	TK* Monoverbrennung		TK Rauchgas-Reinigung			TK Phosphor-Rückgewinnung aus den Aschen	
	Asche	Rauchgas	Rauchgas behandelt	Abwasser	Filterkuchen	Rest-Asche	Chloridlösungen
Arsen	0,982	0,018	0,059	0,046	0,896	0,42	0,58
Cadmium	0,969	0,031	0,050	0,001	0,949	0,00	1,00
Chrom	0,835	0,165	0,003	0,006	0,991	0,92	0,08
Kupfer	0,845	0,155	0,001	0,000	0,999	0,13	0,87
Quecksilber	0,050	0,950	0,035	0,002	0,963	0,00	1,00
Nickel	0,837	0,163	0,001	0,003	0,996	0,69	0,31
Blei	0,826	0,174	0,008	0,001	0,991	0,08	0,92
Zink	0,797	0,203	0,003	0,001	0,996	0,09	0,91
Phosphor	0,982	0,018	0,059	0,046	0,896	0,42	0,58

*TK = Transferkoeffizient

Tabelle A7. Datenqualität der Eingangsdaten für die Modellkläranlagen und das Verfahren zur P-Rückgewinnung aus den Aschen (- gering; 0 mittel; + gut).

Daten	Quellen	Datenqualität
Kläranlage_Ist		
Zulaufzusammensetzung	Daten aus realen kommunalen Kläranlagen, Lindner und Zessner (2003), Einwohnergleichwerte nach ATV-DVWK-A 198.	+
Baumaterialien Becken	Volumina gerechnet nach DWA-A 131, Beton, Bewehrungsstahl und Bodenaushub auf Basis Praxisbeispielen, Vergleich mit Literaturquellen.	+
Fällmittel- u. Polymerverbrauch	Gerechnet nach DWA-A 131, Vergleich mit Daten aus der Praxis (ÖWAV Benchmarking).	+
Stromverbrauch für Belüftung Belebungsbecken/Trübwasser	Gerechnet nach CSB- und Ges.N-Bilanz, Vergleich mit Daten aus der Praxis (ÖWAV Benchmarking).	+
Stromverbrauch anderer Prozesse (nicht Belüftung)	Daten aus der Praxis (ÖWAV Benchmarking), Herstellerangaben, Literatur	+
Faulschlammfall	Literatur: Parravicini et al. (2006) und Nowak et al. (1996), auf Basis von Massenbilanzen großtechnischer Anlagen, sowie von Laborversuchen	+
Zentrat-Zusammensetzung	NH ₄ -N-Freisetzung nach Regelwerks DWA-R 349 (2019) und Nowak et al. (2002). / PO ₄ -Rücklösung nach Egel et al. (2016).	+/0
Schwermetalle in Schlämmen und Aschen	Literatur, u.a. Diepold, (2020), Egle et al. (2016), Amann et al. (2018) – großer Schwankungsbereich	-
Direkte N ₂ O-Emissionen	Valkova et al. (2020) – Verbesserung gegenüber fixen Emissionsfaktoren, Unsicherheit trotzdem hoch wegen der Variabilität der Emissionen	0
Direkte CH ₄ -Emissionen	Literatur, Messungen auf einer Kläranlage (Tauber et al., 2019) Unsicherheit trotzdem hoch wegen der Variabilität der Emissionen	0
N ₂ O/CH ₄ -Emissionen Vorfluter	Abschätzung nach IPCC Guidelines 2016, empfohlene Emissionsfaktoren	0
Kläranlage_Zukunft		
Mikrosiebe	Herstellerdaten	+
Eindickungszentrifugen	Herstellerdaten	+
Sandfilter	Herstellerdaten, Daten aus einer österreichischen Kläranlage	+
Anammox-Prozess	Literatur, eigene Laborversuche	+
Struvit-Fällung im Faulschlamm	Literatur, u.a. Kraus et al. (2019), Egle et al. (2016), Remy und Jossa (2015).	0 größtechnische Referenzanlagen
Verbrennung	Literatur, zum Teil basierend auf Daten der Monoverbrennung in Wien (ebs) – Emissionen und Verbrauch an Materialien unterliegen großen Schwankungen – Energiebilanz stark abhängig von Schlammzusammensetzung	0
Phosphor-Rückgewinnung aus den Aschen	Massenbilanzen auf Basis der Daten aus einer Pilotanlage der Firma Ecophos und de Ruijter (2015); Literatur (Remy (2015); Kraus et al., 2019).	-
Chemikalien-Herstellung	Datensätze Ecolnvent für Chemikalien wären kritisch zu prüfen	0
Strommix	Datensätze Ecolnvent	+
Wärme	Datensätze Ecolnvent	+
Transport	Datensätze Ecolnvent	+

Tabelle A8. Verwendete Datensätze für Hintergrundprozesse aus Ecoinvent 3.5. (allocation at point of substitution).

Material	EcoInvent 3.5 Datensatz	Bemerkung
Kläranlage		
Beton [m ³]	concrete, high exacting requirements, market for concrete, high exacting requirements [CH]	
Bewehrungsstahl [kg]	reinforcing steel, reinforcing steel production [RER]	
Edelstahl [kg]	steel, chromium steel 18/8, steel production, electric, chromium steel 18/8 [RER]	
Bodenaushub [m ³]	excavation, hydraulic digger [RER]	
Strom [kWh]	market for electricity, medium voltage [AT]	Strommix für Österreich 2018
Eisenchlorid [kg]	iron (III) chloride, without water, in 40% solution state, iron (III) chloride production, product in 40% solution state [CH]	
Polyelektrolyte [kg]	polyacrylamide, market for polyacrylamide [GLO]	
Magnesiumchlorid [kg]	In Anlehnung an Kraus et al. (2019): MgCl ₂ ist ein Nebenprodukt der Kaliproduktion, die Aufkonzentrierung erfordert 1.100 MJ/m ³ MgCl ₂ (30 %) durch „market for heat, district or industrial, natural gas [Europe without Switzerland]“	kein Datensatz für MgCl ₂ verfügbar; „Market for heat“ 2018
Monoverbrennung		
Anlageerrichtung	municipal waste incineration facility construction [RoW] – 100.000 ton per year capacity. Operational time 40 years.	Anteilig (5%) für die Verwertung des entw. Schlammes aus den Modellkläranlagen
Erdgas [m ³]	market for natural gas, high pressure [AT]	2017
Leitungswasser [kg]	market for tap water - Europe without Switzerland	
Coks [kg]	market for coke [GLO]	
Lime [kg]	market for lime, hydrated, packed - RER	Ca(OH) ₂
Silikasand	market for silica sand - GLO	Wirbelbettverfahren
NaOH	market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state [GLO]	
NH ₃	market for ammonia, liquid [RER]	
Gefährlicher Abfall [kg]	hazardous waste, for underground deposit, treatment of hazardous waste, underground deposit [DE]	Entsorgung Filterkuchen
Inerter Abfall [kg]	treatment of inert waste, inert material landfill - RoW	Entsorgung Flugasche, inkludiert auch den Bau und Abbau der Deponie.
P-Rückgewinnung		
Dampf [kg]	steam production, in chemical industry [RER]	
HCl [kg]	market for hydrochloric acid, without water, in 30% solution state [RER]	Regenerierung Ionentauscher
Kationenharz [kg]	market for cationic resin [RER]	
Transporte	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 [RE]	

Tabelle A9. Verwendete Datensätze für Gutschriften aus Ecoinvent 3.5. (allocation at point of substitution).

Material	Ecoinvent 3.3 Datensatz	Bemerkung
Strom aus BHKW und Monoverbrennung [kWh]	market for electricity, medium voltage [AT]	Strommix für Österreich 2018
Wärme BHKW Kläranlage [MJ]	-	Abdeckung des Wärmebedarfs der Kläranlage, keine Gutschrift für Überschuss
Wärme Monoverbrennung [MJ]	-	Abdeckung des Wärmebedarfs der Schlamm-trocknung, keine Gutschrift für Überschuss
MAP [kg]	phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ , market for phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ [GLO] nitrogen fertiliser, as N, market for nitrogen fertiliser, as N [GLO]	
H ₃ PO ₄ [kg]	market for phosphoric acid, fertiliser grade, without water, in 70% solution state [GLO]	
FeCl ₃ /AlCl ₃ [kg]	-	keine direkte Gutschrift, eingesetzt als Fällmittel in der Kläranlage
CaCl ₂ /MgCl ₂ [kg]	market for calcium chloride [GLO]	

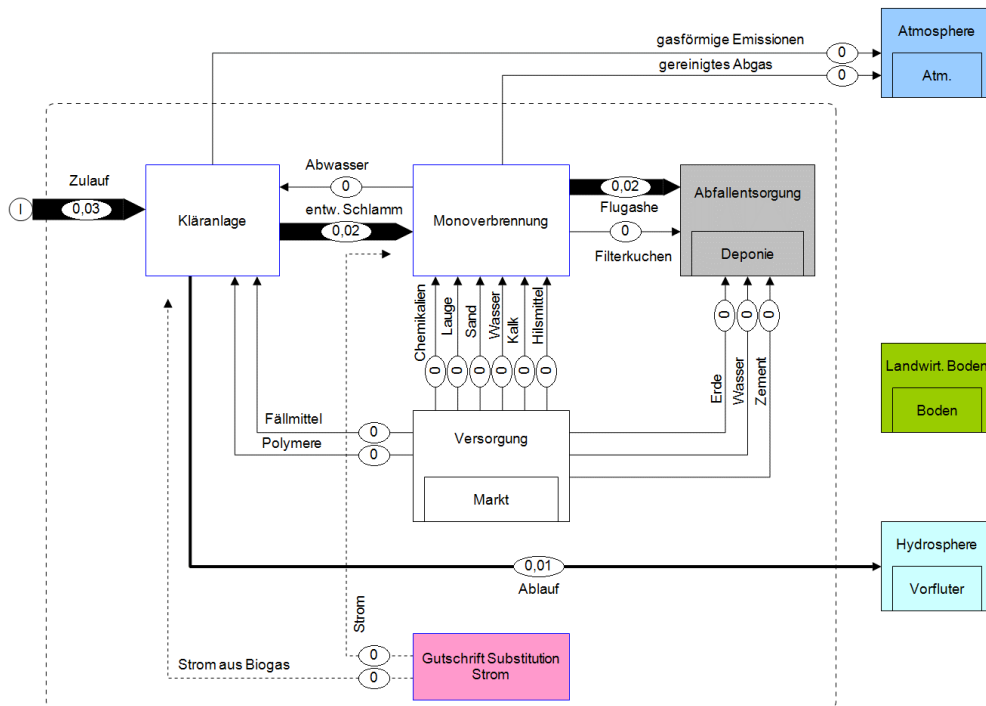


Abbildung A2. Darstellung der Stoffflüsse für Arsen in der Kläranlage_Ist (Einheit: kg/d).

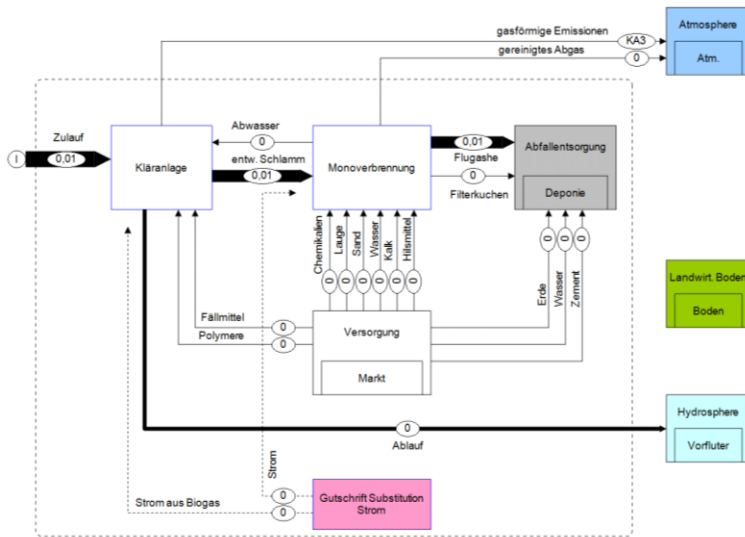


Abbildung A3. Darstellung der Stoffflüsse für Cadmium in der Kläranlage_Ist (Einheit: kg/d).

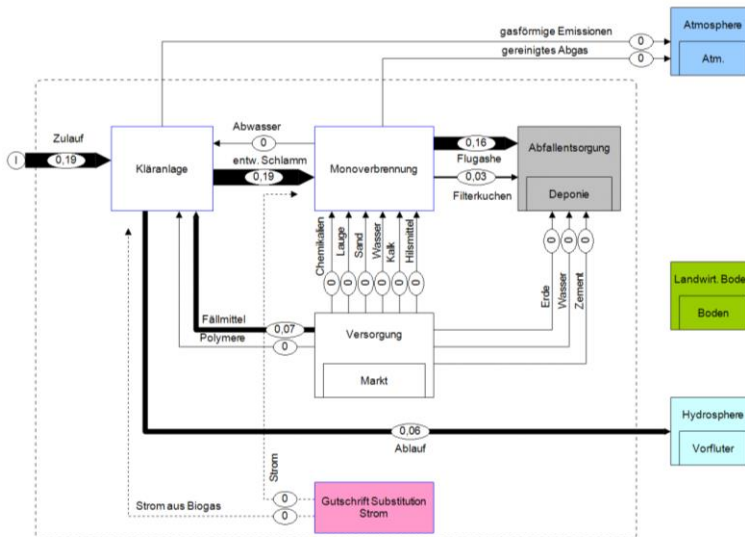


Abbildung A4. Darstellung der Stoffflüsse für Chrom in der Kläranlage_Ist (Einheit: kg/d).

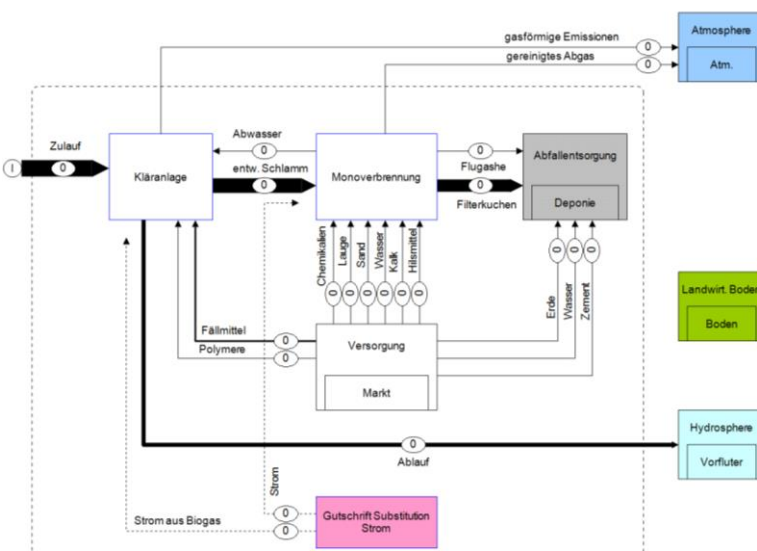


Abbildung A5. Darstellung der Stoffflüsse für Quecksilber in der Kläranlage_Ist (Einheit: kg/d).

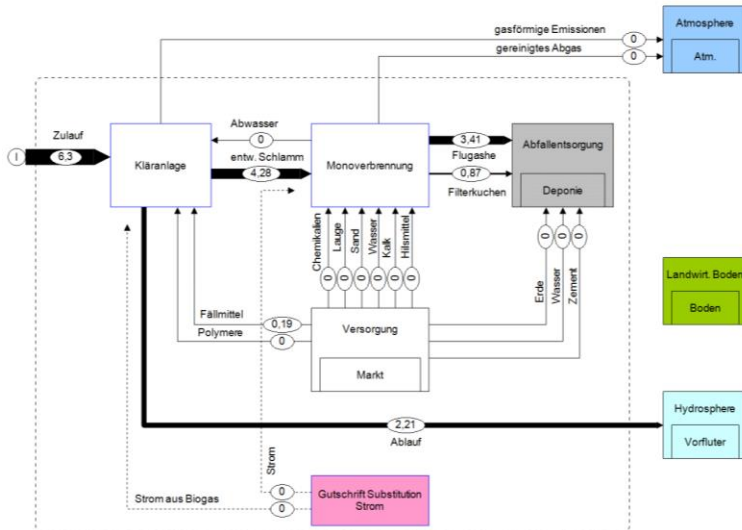


Abbildung A6. Darstellung der Stoffflüsse für Zink in der Kläranlage_Ist (Einheit: kg/d).

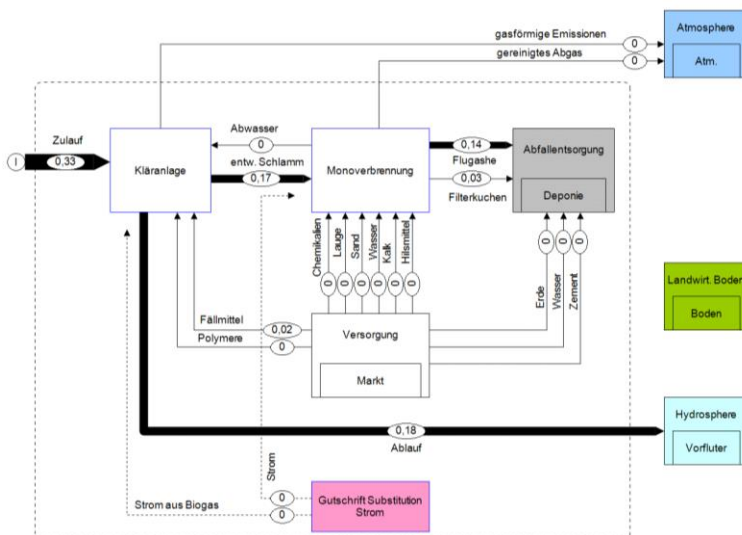


Abbildung A7. Darstellung der Stoffflüsse für Nickel in der Kläranlage_Ist (Einheit: kg/d).

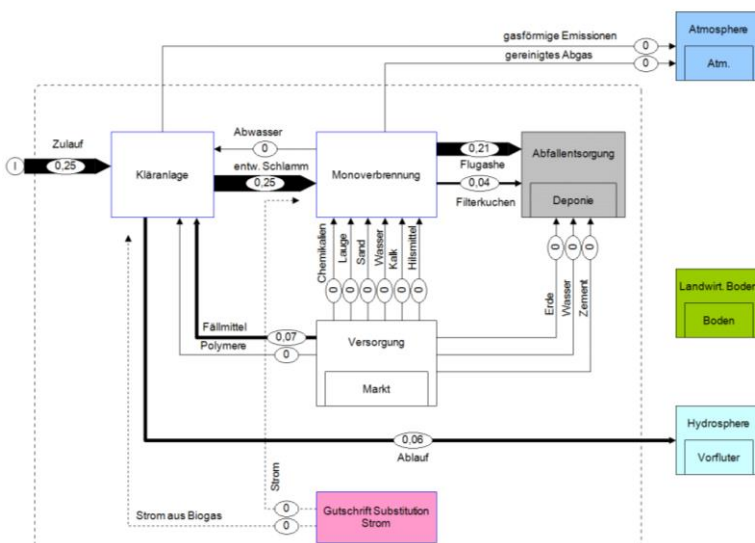


Abbildung A8. Darstellung der Stoffflüsse für Blei in der Kläranlage_Ist (Einheit: kg/d).

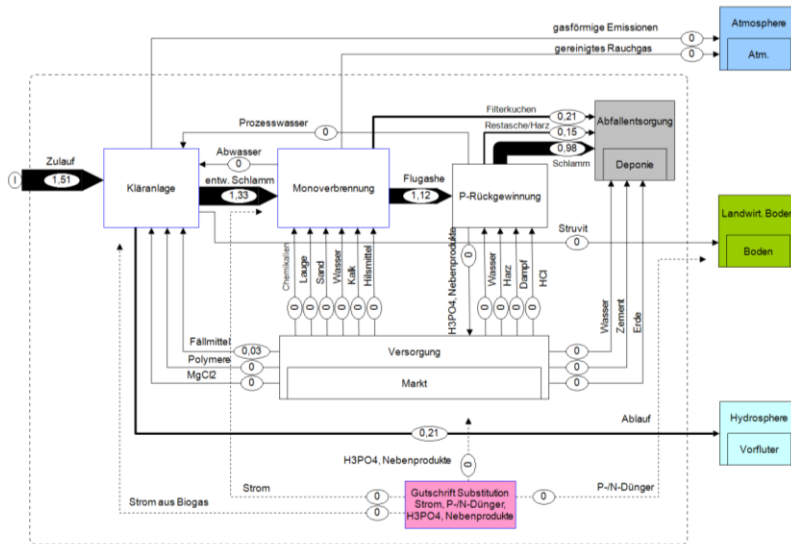


Abbildung A 12. Darstellung der Stoffflüsse für Kupfer in der Kläranlage_Zukunft (Einheit: kg/d).

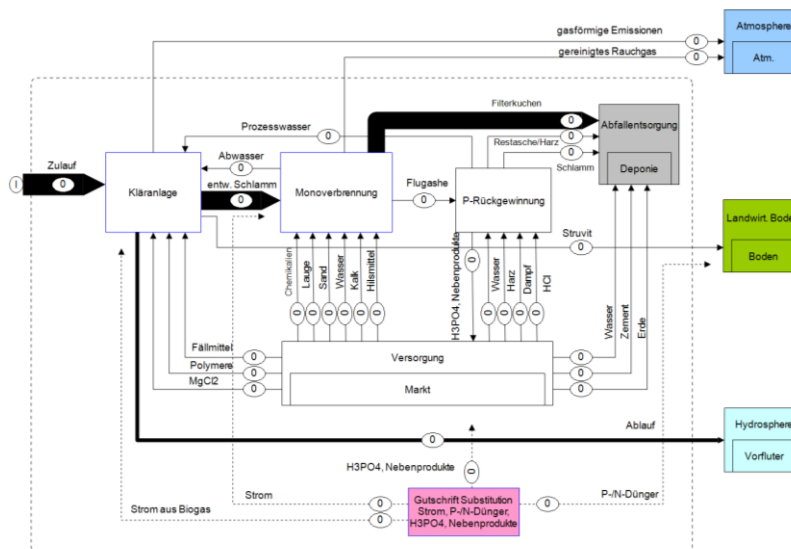


Abbildung A 13. Darstellung der Stoffflüsse für Quecksilber in der Kläranlage_Zukunft (Einheit: kg/d).

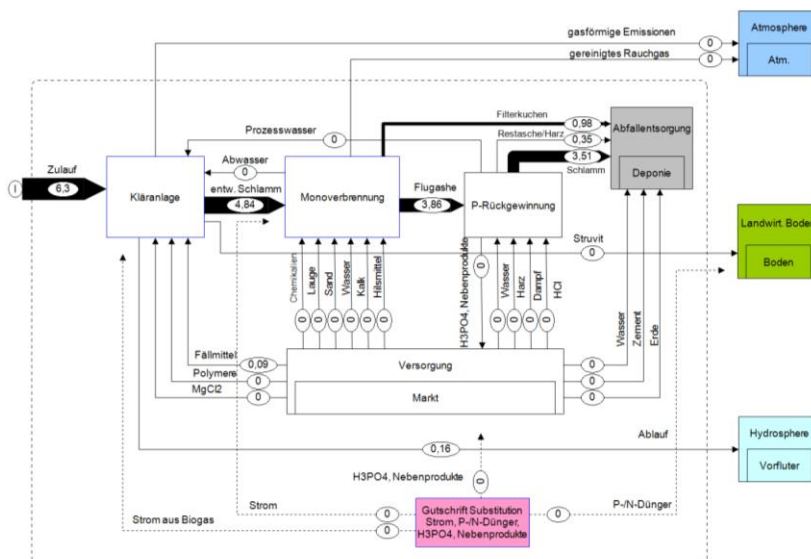


Abbildung A 14. Darstellung der Stoffflüsse für Zink in der Kläranlage_Zukunft (Einheit: kg/d).

3 Kosten

Tabelle A 10. Quellen für verschiedene Kostenpunkte und Qualität der Quellen (- gering; 0 mittel; + gut).

Kostenpunkte	Quellen	Qualität	Preise	Einheit
Investitionskosten				
Vorklärbecken	Externe Experten (DI Dr. Prendl), Remy et al. (2018)	0	850	€/m ³
Betonbecken Mikrosiebe	Externe Experten (DI Dr. Prendl)	0	1.000	€/m ³
Mikrosieb	Hersteller	+	770.000	€
Belebungsbecken	Externe Experten (DI Dr. Prendl), Remy et al. (2018)	0	600/ 650	€/m ³
Nachklärbecken	Externe Experten (DI Dr. Prendl), Remy et al. (2018)	0	600	€/m ³
Statischer Eindicker	Externe Experten (DI Dr. Prendl)	0	1.100	€/m ³
Eindickungszentrifuge	Externe Experten (DI Dr. Prendl)	0	285.000	€/Stück
Eindickungszentrifuge Becken	Externe Experten (DI Dr. Prendl)	0	802	€/m ³
MÜSE	Externe Experten (DI Dr. Prendl)	0	195.000	€/Stück
Faulung	Arlt (2003), Externe Experten (DI Dr. Prendl), Remy et al. (2018), Anlagenbetreiber	0	4.430.000/ 5.430.000	€
BHKW	Externe Experten (DI Dr. Prendl), Anlagenbetreiber	0	94.000/ 1.100.000	€
Stapelbehälter	Externe Experten (DI Dr. Prendl)	0	1.000	€/m ³
Entwässerungszentrifuge	Externe Experten (DI Dr. Prendl)	0	345.000	€/Linie
Sandfilter	Hersteller	+	11.000	€/m ²
Trübwasserbehandlung	Externe Experten (DI Dr. Prendl) (Interpolation), Remy et al. (2018)	0/-	1.197	€/m ³
Airprex	Egle et al. (2016), Kraus et al. (2019)	+	447.475	€
EcoPhos	Kraus et al. (2019)	+	500.402	€
Elektrotechnik	Externe Experten (DI Passer), Remy et al. (2018)	0	6,75	%
Messtechnik	Externe Experten (DI Passer), Remy et al. (2018)	0	6,75	%
Erschließung	Bischof et al. (1989)	0/-	2.291.490	€
Betriebsgebäude	Bischof et al. (1989)	0/-	5.640.591	€
Rechen/Sandfang	Bischof et al. (1989)	0/-	1.233.879	€
Grunderwerb	Bischof et al. (1989)	0/-	1.057.611/ 1.013.165	€
Betriebskosten				
Energie	Egle et al. (2016), Egle et al. (2014), Kraus et al. (2019), Remy et al. (2018)	+	0,1	€/ kWh
FeCl ₃ (40%)	Kraus et al. (2019), Remy et al. (2018), Informationen Dr. Lindtner (k2w GmbH) auf Basis von Benchmarking-Ergebnissen 2018	+	0,11	€/ kg
Polymere	Egle et al. (2014), Kraus et al. (2019), Remy et al. (2018), Informationen Dr. Lindtner (k2w GmbH) auf Basis von Benchmarking-Ergebnissen 2018	+	2,89	€/ kg
Wasser	Egle et al. (2014), Kraus et al. (2019)	+	1,5	€/ m ³
HCL (100%)	Egle et al. (2014)	+/0	0,26	€/ kg
Monoverbrennung	Egle et al. (2016), Egle et al. (2014), Kügler et al. (2004), Remy et al. (2018), Roskosch et al. (2018), Thomé-Kozmiensky et al. (2013)	+	95	€/ t
Entsorgung Asche	Egle et al. (2016), Egle et al. (2014), Kraus et al. (2019)	+	50	€/ t
Entsorgung Filter Kuchen	Egle et al. (2016), Egle et al. (2014)	+	200	€/ t
Transportkosten	Egle et al. (2016), Egle et al. (2014)	+	0,14	€/ tkm
Personalkosten	Benchmarking Bericht (2018), Egle et al. (2016), Egle et al. (2014), Kraus et al. (2019), Remy et al. (2018)	+	6,19	€/ EW*a
Leistungen dritter	Benchmarking Bericht (2018)	+	2,14	€/ EW*a
Sonstige Kosten	Benchmarking Bericht (2018)	+	1,09	€/EW*a
MgCl ₂ * 6H ₂ O (100%)	Egle et al. (2016)	+/0	0,24	€/ kg

Phosphorsäure (86%)	Egle et al. (2016), Kraus et al. (2019)	+	0,82	€/ kg
CaCl₂ (100%)	Egle et al. (2016)	+/0	0,2	€/ kg
MgCl₂ (100%)	Egle et al. (2016)	+/0	240	€/ t
Kationenaustauschharz	Egle et al. (2014), Kraus et al. (2019) (Schätzung)	0	3000	€/ t

Tabelle A 11. Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse.

Parameter	Betriebskosten [€]							Jahreskosten [€]					
	Prozentuelle Änderung	Referenz	Zukunft	Zukunft + AirPrex	Zukunft + EcoPhos	Zukunft + EcoPhos FeCl	Zukunft + EcoPhos Erlöse	Referenz	Zukunft	Zukunft + AirPrex	Zukunft + EcoPhos	Zukunft + EcoPhos FeCl	Zukunft + EcoPhos Erlöse
Investitionskosten	50							2.789.933	2.671.139	2.656.396	2.771.935	2.747.721	2.513.761
	75							3.269.810	3.138.200	3.123.457	3.247.443	3.223.229	2.989.269
	100	1.737.594	1.714.523	1.699.779	1.798.426	1.774.212	1.540.252	3.749.687	3.605.262	3.590.519	3.722.952	3.698.737	3.464.778
	125							4.229.564	4.072.323	4.057.580	4.198.460	4.174.245	3.940.286
	150							4.709.441	4.539.385	4.524.642	4.673.968	4.649.754	4.415.794
Energiekosten	50	1.686.781	1.697.372	1.682.629	1.780.185	1.755.971	1.522.011	3.698.873	3.588.111	3.573.368	3.704.711	3.680.497	3.446.537
	75	1.712.187	1.705.947	1.691.204	1.789.306	1.765.091	1.531.132	3.724.280	3.596.687	3.581.943	3.713.831	3.689.617	3.455.657
	100	1.737.594	1.714.523	1.699.779	1.798.426	1.774.212	1.540.252	3.749.687	3.605.262	3.590.519	3.722.952	3.698.737	3.464.778
	125	1.763.001	1.723.098	1.708.355	1.807.546	1.783.332	1.549.372	3.775.094	3.613.837	3.599.094	3.732.072	3.707.858	3.473.898
	150	1.788.408	1.731.673	1.716.930	1.816.666	1.792.452	1.558.492	3.800.500	3.622.413	3.607.670	3.741.192	3.716.978	3.483.018
Materialkosten	50	1.658.203	1.609.848	1.595.105	1.655.389	1.643.282	1.409.322	3.670.296	3.500.587	3.485.844	3.579.915	3.567.808	3.333.848
	75	1.697.899	1.662.185	1.647.442	1.726.908	1.708.747	1.474.787	3.709.991	3.552.924	3.538.181	3.651.433	3.633.273	3.399.313
	100	1.737.594	1.714.523	1.699.779	1.798.426	1.774.212	1.540.252	3.749.687	3.605.262	3.590.519	3.722.952	3.698.737	3.464.778
	125	1.777.289	1.766.860	1.752.117	1.869.944	1.839.676	1.605.717	3.789.382	3.657.599	3.642.856	3.794.470	3.764.202	3.530.242
	150	1.816.985	1.819.197	1.804.454	1.941.463	1.905.141	1.671.181	3.829.077	3.709.937	3.695.194	3.865.988	3.829.667	3.595.707
Schlamm Entsorgung	50	1.494.470	1.498.341	1.483.598	1.582.244	1.558.030	1.324.070	3.506.563	3.389.080	3.374.337	3.506.770	3.482.556	3.248.596
	75	1.616.032	1.606.432	1.591.689	1.690.335	1.666.121	1.432.161	3.628.125	3.497.171	3.482.428	3.614.861	3.590.647	3.356.687
	100	1.737.594	1.714.523	1.699.779	1.798.426	1.774.212	1.540.252	3.749.687	3.605.262	3.590.519	3.722.952	3.698.737	3.464.778
	125	1.859.156	1.822.613	1.807.870	1.906.517	1.882.302	1.648.343	3.871.249	3.713.353	3.698.610	3.831.042	3.806.828	3.572.868
	150	1.980.718	1.930.704	1.915.961	2.014.607	1.990.393	1.756.433	3.992.811	3.821.443	3.806.700	3.939.133	3.914.919	3.680.959
Personalkosten	50	1.428.094	1.405.023	1.390.279	1.486.426	1.462.212	1.228.252	3.440.187	3.295.762	3.281.019	3.410.952	3.386.737	3.152.778
	75	1.582.844	1.559.773	1.545.029	1.642.426	1.618.212	1.384.252	3.594.937	3.450.512	3.435.769	3.566.952	3.542.737	3.308.778
	100	1.737.594	1.714.523	1.699.779	1.798.426	1.774.212	1.540.252	3.749.687	3.605.262	3.590.519	3.722.952	3.698.737	3.464.778
	125	1.892.344	1.869.273	1.854.529	1.954.426	1.930.212	1.696.252	3.904.437	3.760.012	3.745.269	3.878.952	3.854.737	3.620.778
	150	2.047.094	2.024.023	2.009.279	2.110.426	2.086.212	1.852.252	4.059.187	3.914.762	3.900.019	4.034.952	4.010.737	3.776.778
Transportentfernung	50	1.713.125	1.687.873	1.673.130	1.771.776	1.747.562	1.513.602	3.725.218	3.578.612	3.563.869	3.696.302	3.672.088	3.438.128
	75	1.725.360	1.701.198	1.686.455	1.785.101	1.760.887	1.526.927	3.737.452	3.591.937	3.577.194	3.709.627	3.685.413	3.451.453
	100	1.737.594	1.714.523	1.699.779	1.798.426	1.774.212	1.540.252	3.749.687	3.605.262	3.590.519	3.722.952	3.698.737	3.464.778
	125	1.749.828	1.727.847	1.713.104	1.811.751	1.787.536	1.553.577	3.761.921	3.618.587	3.603.844	3.736.276	3.712.062	3.478.102
	150	1.762.063	1.741.172	1.726.429	1.825.076	1.800.861	1.566.901	3.774.155	3.631.912	3.617.168	3.749.601	3.725.387	3.491.427
Erlöse	50	1.737.594	1.714.523	1.707.151	1.798.426	1.774.212	1.657.232	3.749.687	3.605.262	3.597.890	3.722.952	3.698.737	3.581.757
	75	1.737.594	1.714.523	1.703.465	1.798.426	1.774.212	1.598.742	3.749.687	3.605.262	3.594.205	3.722.952	3.698.737	3.523.268
	100	1.737.594	1.714.523	1.699.779	1.798.426	1.774.212	1.540.252	3.749.687	3.605.262	3.590.519	3.722.952	3.698.737	3.464.778
	125	1.737.594	1.714.523	1.696.094	1.798.426	1.774.212	1.481.762	3.749.687	3.605.262	3.586.833	3.722.952	3.698.737	3.406.288
	150	1.737.594	1.714.523	1.692.408	1.798.426	1.774.212	1.423.272	3.749.687	3.605.262	3.583.147	3.722.952	3.698.737	3.347.798

4 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Mögliche Ansatzpunkte der Phosphor-Rückgewinnung (Egle et al., 2016).....	4
Abbildung 2. Verfahrensschema einer anaerob stabilisierenden Anlage mit Flockung und Mikrosiebung (PS = Primärschlamm, ÜSS = Überschussschlamm, FS = Faulschlamm). Zeichnung Mikrosiebung von Pellicer-Nächer et al. (2016).....	5
Abbildung 3. Links: Wirkungsprinzip eines MABRs für den Einsatz im Hauptstrom zur Nitrifikation und Denitrifikation (Syron & Casey, 2008). Rechts: Beispiel eines MABR-Moduls mit Zeelung® Hohlfasern bestehend aus mehreren Cords (Côte et al., 2015).	9
Abbildung 4. Schematische Darstellung der Reinigungsschritte auf einer konventionellen kommunalen Kläranlage (PS: Primärschlamm, RS: Rücklaufschlamm, ÜS: Überschussschlamm, SW: Schlammwasser, BHKW: Blockheizkraftwerk, MÜSE: Maschinelle Überschussschlamm-Eindickung). Die Zahlen in den Kästen sind im Text erklärt.	11
Abbildung 5. Oben: Schematische Darstellung eines Granulum mit Zonen unterschiedlicher O ₂ -Konzentrationen (Jahn, 2020). Unten: Mikroskopische Aufnahmen des Belebtschlammes am Anfang (Belebtschlamm) und nach Granulierung in kontinuierlichen Versuchsbetrieb (Laboruntersuchungen, Jahn, 2020).	12
Abbildung 6. Darstellung der Rahmen einer Ökobilanz für die Abwasserreinigung. Quelle: Kompetenzzentrum Wasser Berlin, in Kraus et al. (2019).	19
Abbildung 7. Konfiguration der Kläranlage_Zukunft mit der EASETECH-Software.....	27
Abbildung 8. Schemata der Wasser- und Schlammlinie der Modellkläranlage_Ist.....	32
Abbildung 9. Schemata der Wasser- und Schlammlinie der Modellkläranlage_Zukunft.....	38
Abbildung 10. Schematische Darstellung der Integration der Struvitfällung in die Schlammlinie.	44
Abbildung 11. Schema EcoPhos®-Verfahren (Egle et al., 2016b).	47
Abbildung 12. Bedarf an Beckenvolumen pro Einwohnerwert für die verschiedenen Reinigungsschritte der Wasser- bzw. Schlammlinie der Modellkläranlagen (exkl. Monoverbrennung und P-Rückgewinnung).	48
Abbildung 13. Strombedarf/-produktion pro Einwohnerwert und pro Jahr für die verschiedenen Reinigungsschritten der Modellkläranlagen (exkl. Monoverbrennung und P-Rückgewinnung). Die Zahlen über die Säulen stellen den Netto-Strombedarf dar (Bedarf minus Eigenproduktion).	49
Abbildung 14. Darstellung des Simulationsmodells Kläranlage_Ist, bestehend aus den Blöcken „Vorklärung“, „Belebung“ und „Faulung“	51
Abbildung 15. Detailansicht des Blocks „Belebung“ der Kläranlage_Ist.	51
Abbildung 16. Simulierte Ablaufkonzentrationen für CSB, NH ₄ -N und NO ₃ -N, Kläranlage_Zukunft.....	52
Abbildung 17. Darstellung des Simulationsmodells Kläranlage_Zukunft, bestehend aus den Blöcken „Vorklärung“, „Belebung“ und „Faulung“	53
Abbildung 18. Simulierte Ablaufkonzentrationen für CSB, NH ₄ -N und NO ₃ -N, Kläranlage_Zukunft.....	53
Abbildung 19. Schema der Stoffflussanalyse mit STAN für das Kläranlage_Ist mit Mono-Verbrennung des entwässerten Faulschlamms.	54
Abbildung 20. Schema der Stoffflussanalyse mit STAN für das Kläranlage_Zukunft mit Mono-Verbrennung des entwässerten Faulschlamms.	55
Abbildung 21. Schematische Darstellung der N ₂ O-Entstehungspfade im Zuge der biologischen Stickstoffentfernung über Nitrifikation und Denitrifikation (Quelle: Parravicini et al., 2015).	58
Abbildung 22. N ₂ O-Emissionsfaktor im Belebungsbecken (emittiertes N ₂ O-N als Prozent der TKN-Zulaufacht des Belebungsbeckens) in Funktion des Verhältnisses denitrifizierte N-Fracht zu oxidierter N-Fracht. Bei allen Kläranlagen wird eine weitgehende Nitrifikation erreicht. Mittelwerte aus zwanzig N ₂ O-Messkampagnen (Quelle: Valkova et al., 2020).	59

Abbildung 23. Darstellung der Stoffflüsse für Kupfer in der Kläranlage_Ist (Einheit: kg/d).....	63
Abbildung 24. Darstellung der Stoffflüsse für Nickel in der Kläranlage_Zukunft.....	64
Abbildung 25. Aufbau der Referenzmonoverbrennungsanlage für Kläranlage_Ist und Kläranlage_Zukunft.	65
Abbildung 26. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Kumulierter Energieaufwand aus fossilen und nuklearen Energieträgern“, Zuordnung nach Reinigungsstufen. Die Belegung enthält auch die Aufwendungen des Sandfilters. Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.	71
Abbildung 27. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Kumulierter Energieaufwand aus fossilen und nuklearen Energieträgern“, (SMV=Schlamm Mono-Verbrennung; P-rec=Phosphor-Rückgewinnungsprozesse). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.....	72
Abbildung 28. Kumulierter Energieaufwand für die Infrastruktur der Kläranlage (exkl. SMV und P-Rückgewinnung aus den Aschen).....	72
Abbildung 29. Vergleich der Ergebnisse der Modellkläranlagen für die Wirkungskategorie „Treibhausgaspotential“, Zuordnung nach Reinigungsschritten (die Mono-Verbrennung inkludiert die Schlamm- und Aschen-Transporte). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.....	73
Abbildung 30. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Treibhausgaspotential“, (SMV=Schlamm Mono-Verbrennung; P-rec=Phosphor-Rückgewinnungsprozesse). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.	74
Abbildung 31. Einfluss der direkten Methanemissionen (Methanschlupf, Verluste im Bereich des Faulturms sowie Nachproduktion im Stapelbehälter) auf die Netto-Treibhausgasbilanz der Faulung bei der Kläranlage_Ist.	74
Abbildung 32. Treibhausgaspotential für die Infrastruktur der Kläranlage (exkl. SMV und P-Rückgewinnung aus den Aschen).....	75
Abbildung 33. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „kumulierte Überschreitung terrestrischer Versauerung“, (SMV=Schlamm Mono-Verbrennung; P-Rec=Phosphorrückgewinnung). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.	75
Abbildung 34. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Süßwassereutrophierungspotential und Meerwassereutrophierungspotential“, (SMV=Schlamm Mono-Verbrennung; P-Rec=Phosphor-Rückgewinnungsprozesse). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.	76
Abbildung 35. Vergleich der Ergebnisse für die Wirkungskategorie „Abbau endlicher abiotischer Ressourcen“, (SMV=Schlamm Monoverbrennung; P-Rec=Phosphor-Rückgewinnungsprozesse). Die gelbe Raute stellt die Summe aus Lasten und Gutschriften dar.	77
Abbildung 36: Betriebskostenaufteilung der Kläranlage_Ist. Die Energiekosten sind Nettokosten aus dem Strombedarf minus der Eigenstromproduktion aus dem Biogas.....	83
Abbildung 37: Betriebskostenaufteilung der Kläranlage_Zukunft. Die Energiekosten sind Nettokosten aus dem Strombedarf minus der Eigenstromproduktion aus dem Biogas.....	86
Abbildung 38. Vergleich der prozentuellen Verteilung der Kostenpunkte der Investitionskosten.	90
Abbildung 39. Vergleich der prozentuellen Verteilung der unterschiedlichen Kostenpunkte der Betriebskosten.	91

5 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Durchgeführte Forschungsprojekte an der TU Wien mit Schwerpunkt Ressourcen und Energie in der Abwasserreinigung	10
Tabelle 2. Kategorien und Methoden der Wirkungsabschätzung. Die Auswahl der Methoden beruht auf Empfehlungen von Hauschild et al. (2013) für „Mid-Point“-Indikatoren.....	23
Tabelle 3. Pro-Kopf-Normierungsfaktoren nach Benini et al. (2014) und Laurent et al. (2013).....	26
Tabelle 4. Festgelegte EW-spezifische Schmutzfrachten und Zulaufkonzentrationen.....	31
Tabelle 5. Charakterisierung der Wasserlinie der Modellkläranlage_Ist.....	33
Tabelle 6. Charakterisierung der Schlammlinie der Modellkläranlage_Ist.....	34
Tabelle 7. Dimensionierung der Becken der Modellkläranlage_Ist.....	35
Tabelle 8. CSB-Fraktionierung und Überschussschlammanfall im Auslastungsfall nach DWA-A 131.....	35
Tabelle 9. Energieverbrauch der einzelnen Reinigungsschritte der Modellkläranlage_Ist.....	37
Tabelle 10. Charakterisierung der Wasserlinie der Modellkläranlage_Zukunft (Auslastfall).....	40
Tabelle 11. Charakterisierung der Schlammlinie der Modell-Kläranlage_Zukunft (Auslastungsfall).....	41
Tabelle 12. Dimensionierung der Becken der Modellkläranlage_Zukunft (Auslegungsfall).....	42
Tabelle 13. CSB-Fraktionierung und Überschussschlammanfall nach DWA-A 131 (Auslegungsfall).....	42
Tabelle 14. Energieverbrauch der einzelne Reinigungsschritte der Modellkläranlage_Zukunft (Auslastungsfall).....	45
Tabelle 15. Berechnete (gerundete) Tagesmittelwerte für ausgewählte CSB- und N-Frachten (Tagesmittelwerte) aus der statischen Bilanz und aus der dynamischen Simulation für beide Modellkläranlagen.....	52
Tabelle 16. Festgelegte Entfernungen für die Transporte.....	61
Tabelle 17. Gehalt an (Schwer)-Metallen in eisenhaltigem Fällmittel nach Egle et al. (2016).....	62
Tabelle 18. Fracht an (Schwer)-Metallen im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sowie aus der Dosierung von Fällmittel und im entwässerten Schlamm in Kläranlage_Ist.....	62
Tabelle 19. Fracht an (Schwer)-Metallen im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sowie aus der Dosierung von Fällmittel und im entwässerten Schlamm in Kläranlage_Zukunft.....	63
Tabelle 20. P- und Schwermetallgehalte der Klärschlammasche.....	64
Tabelle 21. Sachbilanz der Monoverbrennung von entwässertem Schlamm.....	67
Tabelle 22. Datensatz für die P-Rückgewinnung aus den Klärschlammaschen nach dem EcoPhos-Verfahren.....	68
Tabelle 23. Normierung ausgewählter Indikatoren der Kläranlage_Ist und Kläranlage_Zukunft.....	78
Tabelle 24. Auflistung der Investitionskosten der Kläranlage_Ist (Auslegung für 125.000 EW).....	82
Tabelle 25. Auflistung der Betriebskosten der Kläranlage_Ist (Auslastung von 100.000 EW).....	83

Tabelle 26: Auflistung der Investitionskosten der Kläranlage_Zukunft.	85
Tabelle 27: Auflistung der Betriebskosten der Kläranlage_Zukunft.	85
Tabelle 28: Auflistung der Kosten für das AirPrex Verfahren zur Rückgewinnung von Struvit.	86
Tabelle 29: Investitions- und Betriebskosten des EcoPhos-Verfahrens (Einteilig für 600 t Asche/a).....	87
Tabelle 30: Mögliche Erlöse der rückgewonnenen Rohstoffe der Kläranlage_Zukunft.....	88
Tabelle 31: Zusammenfassende Gegenüberstellung der Gesamtkosten der beiden Modellkläranlagen, bei Kläranlage_Zukunft inkl. Struvit und Erlöse nur aus Biogas und Struvit.	91
Tabelle 32. Gesamtkosten der Kläranlage_Zukunft inklusive Kosten für das EcoPhos-Verfahren und Erlöse nur vom Biogas und Struvit bzw. auch mit Erlösen für Phosphorsäure und Chloridlösungen.....	91

