# RoKKa – Rohstoffquelle Klärschlamm und Klimaschutz auf Kläranlagen: Wissenschaftlicher Sachbericht

Projektlaufzeit: November 2021 – Oktober 2024

Projektpartner:

- Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik IGB (Koordination)
- Umwelttechnik BW GmbH, Stuttgart
- Universität Stuttgart, Institut für Grenzflächenverfahrenstechnik und Plasmatechnologie IGVP
- Universität Kassel, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
- Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau, Bauingenieurwesen, Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung
- Deukum GmbH, Frickenhausen
- Nanoscience for life GmbH & Co. KG, Wiesbaden
- SolarSpring GmbH, Freiburg
- Stadt Erbach
- ZV Klärwerk Steinhäule, Ulm

Koordinator:

Dr.-Ing. Marius Mohr, Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik IGB, Nobelstraße 12, 70569 Stuttgart, Telefon +49 711 970-4216, Fax +49 711 970-4200, marius.mohr@igb.fraunhofer.de

Gefördert durch

Baden-Württemberg
Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft

Kofinanziert von der Europäischen Union

# Inhalt

Abbildungsverzeichnis ..... 3
Tabellenverzeichnis ..... 4
1. Kurzzusammenfassung des Gesamtvorhabens ..... 5
2. Projektvorstellung ..... 6
2.1 Die Kläranlage als Bioraffinerie ..... 6
2.2 Koordination und Öffentlichkeitsarbeit ..... 7
3. Pilotanlagen auf der Kläranlage in Erbach ..... 9
4. Steuerung der Prozesse der biologischen Phosphorelimination (Bio-P) ..... 10
5. Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlagen ..... 13
5.1 Elektrochemische Phosphor-Rückgewinnung (ePhos) ..... 13
5.2 Stickstoffrückgewinnung mittels AmmoRe-Verfahren ..... 16
5.3 Stickstoffrückgewinnung mittels Membrandestillation ..... 19
6. Verwertung von $CO_2$-Strömen auf Kläranlagen ..... 22
6.1 $CO_2$-Abtrennung aus dem Faulgas ..... 22
6.2 Elektrochemische Formiatsynthese ..... 24
7. Mikroalgenproduktion ..... 26
8. Analyse und Reduktion von Lachgasemissionen ..... 34
9. Ökonomische und ökologische Bewertung ..... 37
9.1 Verwertung der bioökonomischen Produkte ..... 37
9.2 Bilanzierung der demonstrierten Verfahren ..... 40
Literaturverzeichnis ..... 43

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schema der Kläranlage Erbach mit den implementierten Pilotanlagen aus RoKKa. ..... 6
Abbildung 2: Kläranlage Erbach..... 9
Abbildung 3: Zelt für RoKKa-Pilotanlagen auf der Kläranlage Erbach..... 9
Abbildung 4: Aufbau und Prozessbedingungen der MMBS- und SBR-Versuche zur Untersuchung der Bio-P-Prozesse im Rahmen von RoKKa (Bildquelle: Universität Kassel; TUHH). ..... 10
Abbildung 5: Durchführung und Prozessbedingungen der MMBS- und SBR-Versuche zur Untersuchung der Bio-P-Prozesse im Rahmen von RoKKa (Bildquelle: Universität Kassel; TUHH)..... 11
Abbildung 6: Phosphorrücklösung und -aufnahme im SBR unter Verwendung verschiedener externer Kohlenstoffquellen (PO4-P (volle Rechtecke), DOC (Dreiecke), PHA (offene Quadrate), CSB:P = 40, T = 20°C; Bildquelle: Liese et al. (2025, submitted)) ..... 12
Abbildung 7: Prinzipskizze der elektrochemischen Phosphor-Fällung mittels ePhos®-Verfahrens..... 13
Abbildung 8: Neues Design des ePhos®-Verfahrens: Fallschacht eines Reaktors in Erbach, in welchem die Opferanoden in Form von Magnesium- Barren nachgeführt werden ..... 14
Abbildung 9: Fälleffizienz und PO4-P-Ausgangskonzentration während der Demonstration in Erbach ..... 15
Abbildung 10: Ausgefällte P- Salze werden am Bandfilter abgestreift ..... 15
Abbildung 11: In Erbach gewonnenes P-Produkt..... 16
Abbildung 12: a) Darstellung der chemischen Absorption durch die Membranen, b) AmmoRe-Pilotanlage zur Stickstoffrückgewinnung ..... 17
Abbildung 13: Ammoniumkonzentration im Prozesswasser und Eliminationsrate..... 18
Abbildung 14: Vergleich zwischen der Zunahme der NH4-N-Konzentration und der Wasseraufnahme über die Membran. ..... 18
Abbildung 15: Fließschema für die Ammoniakentfernung mit Membrandestillation (Solarspring GmbH) ..... 19
Abbildung 16: Die Abbildung zeigt den Einfluss der Ammoniakkonzentration im Zentratwasser auf den Fluss von Ammoniak durch die Membran. ..... 20
Abbildung 17: Einfluss des pH-Wertes des Zentratwassers auf den Ammoniak-Flux. Die Legende wird immer in der folgenden Reihenfolge angegeben: Zentratwasser Durchfluss – Säure Durchfluss - Eingangstemperatur heiß - Eingangstemperatur kalt ..... 21
Abbildung 18: Die Auswirkung der Durchflussmenge des Zentratwassers auf die Effizienz der Ammoniakentfernung (pH-Wert auf 9,0 eingestellt)..... 21
Abbildung 19: Geschätzter Energie- und Chemikalienbedarf zur Aufbereitung des gesamten Zentratwassers in Erbach durch MD ..... 22
Abbildung 20: Prinzip der $CO_2$-Abtrennung aus dem Faulgas, bestehend aus einem Membrankontaktor und einer Elektrodialyse. ..... 23
Abbildung 21: Pilotanlage zur $CO_2$-Abtrennung aus dem Faulgas. Auf dem linken Gestell ist der Membranstack der Elektrodialyse zu sehen. ..... 23
Abbildung 22: a) Schematischer Aufbau der Elektrolysezelle mit separaten Kanälen für die gasförmige $CO_2$-Zufuhr, den Katholyt, sowie den Anolyt. Die Reaktion von $CO_2$ zu Formiat ($HCOO^-$) erfolgt an einer Gasdiffusionselektrode (GDE). Die Anodenseite ist durch eine Ionenaustauschmembran (IXM) abgetrennt. b) Kathodenseite der in RoKKa verwendeten 120 $cm^2$ Zelle (Elektrolytseite der GDE).... 24
Abbildung 23: Pilot-Aufbau im Keller Faulung der KA Erbach. ..... 25
Abbildung 24: Zeitliche Verläufe der Formiatkonzentration (Abbildung a)) und Probe der auf der Kläranlage produzierten Formiatlösung (Abbildung b))..... 25
*Abbildung 25:* Abbildung der in diesem Projekt verwendeten Photobioreaktorsysteme im 6-Liter-Maßstab in der Laborumgebung (links) sowie im 125-Liter-Maßstab auf der Kläranlage Erbach (Rechts)..... 28

*Abbildung 26: Untersuchung des Wachstumsverhaltens der Mikroalge Phaeodactylum tricornutum in Flachplatten-Airlift Photobioreaktoren im 6-L-Labormaßstab. Das Wachstum der Mikroalge wurde hinsichtlich einer doppelseitigen oder einseitigen Beleuchtung bei drei verschiedenen Lichtverfügbarkeiten untersucht. Neben der Biomassekonzentration (**A**) wurde die volumetrische Biomasseproduktivität (**B**) sowie die Biomasselichtausbeute berechnet (**C**). Es ist zu erkennen, dass mit doppelseitiger Beleuchtung eine höhere Biomasseproduktivität und eine höhere Lichtausbeute erreicht werden kann. Grund dafür ist die bessere Verteilung des Lichts im Photobioreaktor. Bei den dargestellten Werten handelt es sich um Mittelwerte mit Standardabweichung von biologischen Triplikaten.* ..... 29
*Abbildung 27: Untersuchung verschiedener Substratströme für das Wachstum von Phaeodactylum tricornutum im Labor- und Pilot-Maßstab. Die Nutzung von kristallinem MAP zeigte keine Abweichung vom Wachstumsverhalten der Kontrolle mit standardisierter Phosphor-Supplementierung. Im gesamten Kultivierungsverlauf war eine Phosphat-Konzentration messbar (A). Bei der Nutzung von Filtratwasser der Hochlastfaulung in verschiedenen Kultivierungen konnte gezeigt werden, dass im gewählten Prozess eine maximale Ammonium-($NH_4$) Konzentrationen von 358, 565 und 585 mg $NH_4^+ L^{-1}$ während des Wachstums ohne Produktivitätsverlust toleriert wurden (B).* ..... 30
*Abbildung 28: Produktion von Beta-Glucanen mit P. tricornutum im Pendelbetrieb in Laborversuchen. Der Prozess bestand aus nährstoffunlimitierten Phasen in denen Biomasse gebildet wurde und nährstofflimitierten Phasen (grau hinterlegt) in denen Beta-Glucane gebildet wurden. Am Ende eines Zyklus aus Wachstum und Limitierung wurde Beta-Glucan-reiche Biomasse geerntet (roter Stern). Ein Teil der Kultur verblieb als Inokulum für den nächsten Zyklus im Reaktor. Nach Nährstoffzugabe wurde Biomasse gebildet und die Biomassekonzentration stieg an. Der Beta-Glucangehalt sank nach Nährstoffzugabe hingegen ab und nahm erst unter nährstofflimitierten Bedingungen wieder zu.* ..... 31
*Abbildung 29: Onlinedaten einer Kultivierung im neuartigen Photobioreaktorsystem auf der KA Erbach. Neben der Biomassekonzentration wurde die Konzentration von gelöstem $CO_2$ und $O_2$ gemessen. Anhand der $CO_2$-Begasungsrate und der eingestellten Lichtintensität konnte der Stromverbrauch und die $CO_2$-Fixierungseffizienz (nicht dargestellt) bestimmt werden. Farbcode entsprechend Legende*..... 32
Abbildung 30: Ablufthaube zur Erfassung klimarelevanter Emissionen im Belebungsbecken der Kläranlage Ulm-Steinhäule (Bildquelle: variolytics GmbH). ..... 35
Abbildung 31: Anordnung der Messpunkte der $N_2O$-Emissionsmessung in der belüfteten Zone der biologischen Reinigungsstufe der Kläranlage Ulm-Steinhäule (Bildquelle: Umwelttechnik BW GmbH). ..... 35
Abbildung 32: Tägliche emittierte Lachgasfracht der Kläranlage Ulm-Steinhäule für den Zeitraum vom 01.02.2023 bis 30.09.2024. ..... 36
Abbildung 33: Vergleich der gemessenen $N_2O$-Abluftkonzentration mittels FTIR und der simulierten $N_2O$-Abluftkonzentration in SIMBA# ..... 37
Abbildung 34: Verteilung der Massen- und Volumenströme zwischen den RoKKa-Anlagen ..... 40
Abbildung 35: Stromverbrauch der Pilotanlagen im Vergleich mit dem Stromverbrauch der Modell-Kläranlage nach derzeitigem Stand ..... 41

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verwendete Betriebsparameter des AmmoRe-Verfahrens ..... 17

# 1. Kurzzusammenfassung des Gesamtvorhabens

In RoKKa wurde gezeigt, dass Kläranlagen zu einer kommunalen Kreislaufwirtschaft und zum Klimaschutz beitragen können. Auf der Kläranlage der Stadt Erbach (Donau) wurden sieben Pilotanlagen betrieben, um Phosphor- und Stickstoffverbindungen für die Düngemittelproduktion zurückzugewinnen, Kohlenstoffdioxid ($CO_2$) aus dem Faulgas als Rohstoff für neue Produkte zu nutzen und Lachgasemissionen auf der Kläranlage zu reduzieren.

Da sich Stoffe umso besser zurückgewinnen lassen, je höher sie konzentriert sind, setzt RoKKa am nährstoffreichen Schlammwasser an. Das Filtrat durchläuft verschiedene Pilotanlagen mit einer Kapazität von ca. 600 L $h^{-1}$. Dies entspricht in etwa der Hälfte des Vollstroms an Filtratwasser, welcher auf der Kläranlage anfällt.

Mit ePhos® wird Phosphor elektrochemisch als Magnesium-Ammonium-Phosphat (Struvit) ausgefällt. Das hierfür benötigte Magnesium wird in einer Elektrolysezelle über eine Opferanode aus Magnesium zudosiert, welche sich im fortwährenden Prozess verbraucht. Für die Abscheidung des kristallisierten Struvits kam erstmals ein neues Verfahren zum Einsatz, bei dem die ausgefällten Phosphatsalze an einem Bandfilter abgestreift wurden. Die Fälleffizienzen in RoKKa waren allerdings, aufgrund geringer Phosphatkonzentrationen im Zulauf, mit 60 bis 70 Prozent niedriger als bei vorhergehenden Pilotierungen, bei denen 80 bis 90 Prozent Rückgewinnung erreicht wurde.

Der überschüssige Stickstoff wurde durch den Prozess der chemischen Transmembranabsorption als Ammoniumsulfat zurückgewonnen. Die in der Produktlösung erreichten Ammoniumkonzentrationen waren zunächst zwar noch relativ gering. Es konnte jedoch gezeigt werden, dass sich die Ammoniumsulfatlösung weiter aufkonzentrieren lässt, um ein wirtschaftlich nutzbares Produkt zu erhalten.

Üblicherweise wird das nährstoffreiche Filtrat der Schlammentwässerung zurück in die Belebungsbecken der Kläranlage geleitet, diese Rückbelastung macht 20 bis 30 Prozent der Stickstoff-Zulauffracht einer Kläranlage aus. Der biologische Stickstoffabbau erzeugt Emissionen von Lachgas ($N_2O$), dessen klimaschädliche Wirkung rund 270-mal so stark ist wie die von $CO_2$. Mittels großtechnischer Messungen konnte in RoKKa gezeigt werden, dass eine Rückgewinnung von Stickstoff aus dem Schlammwasser der Kläranlage eine Minderung der Lachgasemissionen bei der biologischen Stickstoffelimination bewirkt.

Im Faulturm einer Kläranlage fällt ein Gasgemisch an, das zu ca. 65 Prozent aus Methan (CH4) und zu etwa 35 Prozent aus $CO_2$ besteht. Mit einem neuen Verfahren wurde CO2 mithilfe einer Aminosäurelösung abgetrennt und über eine Elektrodialyse-Vorrichtung zurückgewonnen. Zurück bleibt hochreines Biomethan, das direkt ins Erdgasnetz eingespeist werden könnte.
Eine Möglichkeit, $CO_2$ unter Nutzung regenerativ erzeugter elektrischer Energie in Wertstoffe umzuwandeln, ist die elektrokatalytische Umsetzung zu Formiat, dem Salz der Ameisensäure. In RoKKa wurde dieser Prozess, der bisher im Labor- und Technikumsmaßstab und mit technischem $CO_2$ entwickelt wurde, erstmals mit direkt aus dem Faulgas gewonnenem $CO_2$ betrieben und das Zielprodukt Formiat erfolgreich in wässriger Lösung erzeugt.

Im Projekt wurde die Mikroalgenkultivierung in einem neuartigen Flachplatten-Airlift-Photobioreaktorsystem mit LED-Beleuchtung mit einem Volumen von 125 Litern demonstriert. Der eingesetzte Mikroalgenstamm Phaeodactylum tricornutum produziert unter definierten Prozessbedingungen pflanzenstimulierende Polysaccharide, sogenannte Beta-Glucane. Diese können Pflanzen bei der Abwehr von Pilzinfektionen wie Mehltau unterstützen und in Zukunft chemische Pflanzenschutzmittel teilweise ersetzen, beispielsweise im Weinbau.

# 2. Projektvorstellung

## 2.1 Die Kläranlage als Bioraffinerie

Durch die Arbeiten in RoKKa sollte demonstriert werden, dass es möglich ist, eine Kläranlage zur Bioraffinerie auszubauen. Neben dem Ziel einer verbesserten Abwasserbehandlung wurden Rohstoffe aus dem Abwasser gewonnen. Durch die Vermeidung von Nährstoffrückbelastungen werden somit klimarelevante Emissionen reduziert und so ein Beitrag zur Klimaneutralität geleistet.

Die Klärschlammfaulung ist ein etabliertes Verfahren, um Energie in Form von Biogas aus Abwasser zu nutzen. Das Filtrat aus der Entwässerung des Faulschlamms muss aufgrund der hohen Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen in der Kläranlage mitbehandelt werden. Allerdings erhöhen Stickstoffrückbelastungen aus der Faulung den Energieverbrauch für die Belüftung, führen zu höheren Lachgasemissionen und schlimmstenfalls zu erhöhten Ablaufkonzentrationen von Stickstoff im Ablauf der Kläranlage. Das Projekt RoKKa (Rohstoffquelle Klärschlamm und Klimaschutz auf Kläranlagen) untersuchte auf der Kläranlage der Stadt Erbach Möglichkeiten zur Behandlung des Filtrats aus der Klärschlammfaulung sowie des Kohlenstoffdioxids aus dem Faulgas (siehe Abbildung 1). Dazu wurden innovative Verfahren implementiert und getestet, um neben einer Reduktion der Ablaufkonzentrationen zusätzlich Phosphor- und Stickstoffverbindungen für Düngemittel zu gewinnen. Außerdem wurden mithilfe von Mikroalgen Pflanzenstärkungsmittel und Bodenverbesserer für die Landwirtschaft erzeugt. Das $CO_2$, das bei der Herstellung von Biogas anfällt, wurde erfolgreich vom Methan abgetrennt und zu einem Rohstoff für die chemische Industrie verarbeitet.

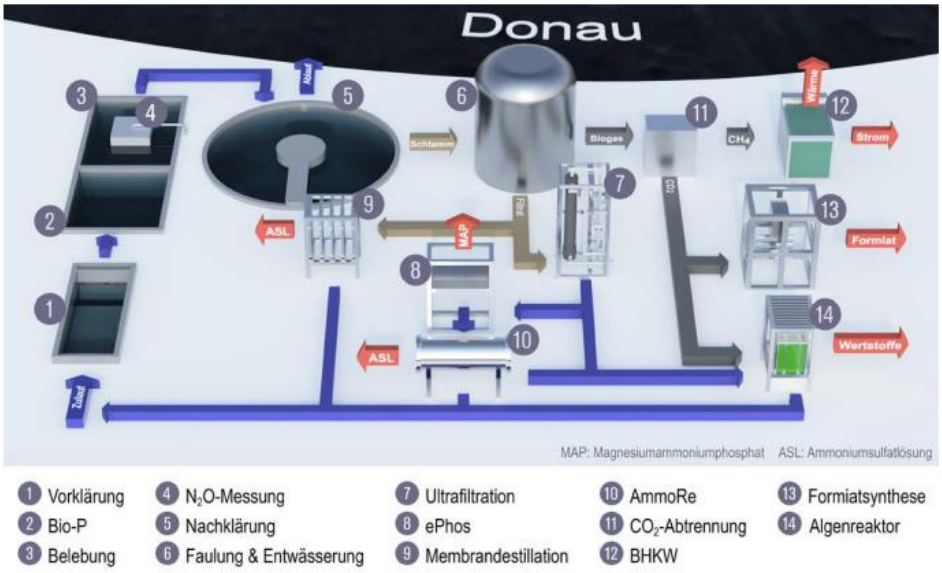



*Abbildung 1: Schema der Kläranlage Erbach mit den implementierten Pilotanlagen aus RoKKa.*

Abbildung 1 zeigt eine Übersicht über die auf der Kläranlage Erbach realisierten Verfahren. Beim ePhos-Verfahren (Modul 8 in Abbildung 1) des Fraunhofer IGB wurde mittels einer Opferanode aus Magnesium wird Phosphor elektrochemisch als Struvit gefällt. Danach trennten zwei Pilotanlagen den Ammonium-Stickstoff aus dem Schlammwasser ab (Module 9 und 10). Die verbleibenden Nährstoffe wurden Mikroalgen (Modul 14) als Nahrung zugeführt. Die Algen benötigen zur Photosynthese neben Licht auch $CO_2$. Dazu wurde das $CO_2$, das bei der Schlammfaulung (Modul 6) entsteht, mithilfe einer Aminosäurelösung abgetrennt und über eine Elektrodialyse-Vorrichtung zurückgewonnen (Modul 11). Als ein weiterer Verwertungsweg für das $CO_2$ wurde die elektrochemische Formiat-Produktion demonstriert (Modul 13).

Zukünftig sollen die Projekt-Ergebnisse großtechnisch auf Kläranlagen umgesetzt werden. Das Recycling von Phosphor und Stickstoff senkt den Einsatz fossiler Rohstoffe; gleichzeitig sorgt die Rohstoffrückgewinnung durch die Vermeidung von Rückbelastungen für eine Minderung der Treibhausgas-Emissionen. Dadurch kann die hier geplante Verknüpfung innovativer Verfahren zu einer intensiveren Kreislaufwirtschaft und mehr Klimaschutz beitragen. Neben der Landesstrategie für Nachhaltige Bioökonomie unterstützt das Vorhaben auch die Landesstrategie Ressourceneffizienz, die Nachhaltigkeits- und Innovationsstrategie sowie die Klimaschutzziele Baden-Württembergs.

### 2.2 Koordination und Öffentlichkeitsarbeit

Das Fraunhofer IGB und UTBW hatten die gemeinsame Projektleitung inne. Sie sorgten für eine reibungslose Kommunikation zwischen den Partnern und mit dem Fördermittelgeber und stellten die sachgemäße Durchführung des Projekts auf allen Ebenen sicher.

Basis für die Öffentlichkeitsarbeit von RoKKa war eine strategisch geplante, frühzeitige, umfassende und vielfältige Kommunikation. Neben den allgemeinen Projektzielen war eines der Kernanliegen des Projekts, Transparenz über die Möglichkeiten und Grenzen der eingesetzten Technologien zu schaffen und damit das Vertrauen in bioökonomische Innovationen im Abwassersektor zu fördern. Als Grundstein hierfür diente eine umfangreiche Internetpräsenz, die sowohl über die Projektwebsite, als auch über zahlreiche Social-Media- und Webseitenauftritte von Projektpartnern und Mitarbeitenden während der gesamten Projektlaufzeit sichergestellt wurde. Damit konnten die Öffentlichkeit und die wissenschaftliche Community gleichermaßen regelmäßig über das Projekt, wichtige Inhalte und relevante Fortschritte informiert werden.

In vielen Veranstaltungen und Begehungen konnten sich PolitikerInnen und interessierte BürgerInnen unmittelbar über das Projekt informieren. Auch die Presse griff das Thema auf: Von der Lokalpresse bis zur Süddeutschen Zeitung wurde über RoKKa berichtet. Diese Berichte erhöhten die Sichtbarkeit und Relevanz des Themas und sorgt für eine spürbare Unterstützung durch Politik und Öffentlichkeit, die als zentrale Bausteine für eine zukünftige Weiterentwicklung und Umsetzung der Projektideen angesehen werden. Außerdem berichteten alle Projektpartner regelmäßig auf verschiedenen Tagungen und weiteren Veranstaltungen über das Projekt.

In den Bereichen Kommunikation und Öffentlichkeitsarbeit kann auf eine erfolgreiche Durchführung zahlreicher Maßnahmen zurückgeblickt werden, die über verschiedene Kanäle und Formate erfolgte. Dazu zählen unter anderem:

- Für den RoKKa-Internetauftritt wurde auf der Website der UTBW eine eigene Unterseite erstellt.[1] Dieser wurde während der Projektlaufzeit kontinuierlich weiterentwickelt, an geeigneten Stellen beworben und verlinkt und macht(e) das Vorhaben so einer großen Zielgruppe zugänglich.

- In enger Abstimmung mit dem EFRE-Schwesterprojekt KoalAplan wurde ein eigenes Projektlogo entwickelt.

- Beiträge von Projektpartnern und -mitarbeitenden wurden während der gesamten Laufzeit regelmäßig über deren Websites, allgemeine Pressekanäle (bspw. Pressemitteilungen zum Projektstart und zu wichtigen Ergebnissen) und soziale Medien (v.a. LinkedIn) veröffentlicht. Dies beinhaltete Statusberichte, wie z.B. News zu aktuellen Erkenntnissen aus dem Projekt, wie auch allgemeine Informationen über gängige Technologien oder über die Vorteile einer Abwasser-Bioraffinerie. Nachweise und Beispiele zu diesen Beiträgen lassen sich den

[1] https://www.umwelttechnik-bw.de/de/rokka

entsprechenden Zwischenberichten entnehmen und werden an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt.

- Als weiterer, wichtiger Baustein für den Informationstransfer und eine bessere Vermittlung der Arbeiten wurden ein Projektfilm sowie ein Synthesefilm (in dem RoKKa und KoalAplan gemeinsam vorgestellt werden) erarbeitet. Diese können unter https://www.umwelttechnik-bw.de/de/rokka bzw. https://www.umwelttechnik-bw.de/de/initiativen/fachinitiative-urbane-industrielle eingesehen werden. Um auch hier einen möglichst niederschwelligen Zugang zu ermöglichen, wurden überdies barrierefreie Versionen und eine Kurzversion (hauptsächlich zur Nutzung für Social-Media) erstellt.

- Darüber hinaus berichteten die Projektpartner regelmäßig auf Konferenzen, Kongressen, Tagungen und sonstigen Veranstaltungen über RoKKa: Beispielsweise auf dem Innovations-Hub $CCU_{Bio}$ am 7.7.2022, der der DWA Landesverbandstagung Baden-Württemberg (17.10.23), dem 4. Bioraffinerietag des DBFZ (12.9.23) oder dem 5. Internationalen Bioökonomiekongress (18.+19.9.24 in Fellbach).

- Weitere Präsentations- und Vernetzungsmöglichkeiten für das Projekt und die Konsortialpartner konnten auf UTBW-eigenen Veranstaltungen wie z.B. dem KONGRESS BW 2022 oder dem Afterwork-Event "Nachhaltige und klimaneutrale Kläranlage" geschaffen werden.

- Gespeist durch die Projektergebnisse wurden gezielt wissenschaftliche und allgemeine Fachartikel veröffentlicht.

- Um die gewonnenen Ergebnisse und Erkenntnisse auch in einer zusammengefassten und niederschwelligen Form verfügbar zu machen, wurde zum Projektende hin eine barrierefreie Projektbroschüre erstellt, in der jedes Arbeitspaket auf einer Doppelseite kurz und prägnant vorgestellt wird. Interessenten wird diese sowohl als Print-, als auch als Online-Version zur Verfügung gestellt (zu finden unter: https://www.umwelttechnik-bw.de/de/rokka). Das selbst gestaltete Layout wurde außerdem an die anderen baden-württembergischen EFRE-Projekte weitergegeben, um eine einheitliche Gestaltung im Sinne des Förderprogramms zu gewährleisten. Derzeit wurde die Broschüre bereits rund 100x heruntergeladen (Stand: 22.01.2025).

- Als besonderer Höhepunkt wurde der „Tag der offenen Tür“ auf der Kläranlage Erbach am 30.06.2023 gefeiert. Begleitet wurde dieses Event durch zugehörige Radio- und Fernsehbeitrage im SWR und mehrere Zeitungsartikel.

- Besuche aus Politik und Unternehmen sowie benachbarter Kläranlagen unterstrichen die Wichtigkeit des Projekts und ermöglichten eine weitergehende Vernetzung mit der Politik und der Industrie. Beispielhaft können hier Landeswirtschaftsministerin Fr. Hoffmeister-Kraut, Staatssekretär Dr. Andre Baumann oder die PreZero Deutschland GmbH (Mitglied der Schwarz-Gruppe) genannt werden.

- Um die fachliche Kompetenz der beteiligten Akteure auch über die Projektgrenzen hinweg nutzbar zu machen, wurde mit dem EFRE-Projekt KoalAplan eine gemeinsame Workshop-Reihe ins Leben gerufen (organisiert durch UTBW, Juni-Juli 2024). Hier wurden politische Handlungsempfehlungen aus fachlicher und organisatorischer Sicht erarbeitet, die bei der Ausgestaltung nachfolgender Projekte und einer generellen Fortführung der Thematik hilfreich sein können. Diese wurden ebenfalls in die o.g. Projektbroschüre aufgenommen.

Bioraffinerie-Ansätze, die weit über das Bestehende hinausgehen, bedürfen einer strategischen und ausgeprägten kommunikativen Begleitung. Auf diese Weise ist es möglich, die Chancen von derartigen integrierten bioökonomischen Ansätzen sowohl der Politik und der Öffentlichkeit als auch der Fachwelt und Industrie zu vermitteln. Im Projekt RoKKa ist es gelungen, viele positive Kommunikationsansätze zu finden und damit das allgemeine Interesse zu wecken und die häufig vorherrschende Zurückhaltung und Skepsis zu mildern.

## 3. Pilotanlagen auf der Kläranlage in Erbach

Abbildung 2 zeigt eine Aufnahme der Kläranlage Erbach. Für die Pilot-Module wurde ein eigenes Zeltgebäude (siehe Abbildung 3) aufgestellt. Die benötigte Infrastruktur (Wasserzuläufe und Abläufe, Stromversorgung, sicherheitstechnische Einrichtungen) wurden von der KA Erbach mit Unterstützung des Fraunhofer IGB realisiert.

*Abbildung 2: Kläranlage Erbach*

In dem Zeltgebäude befanden sich die Module für Ultrafiltration, elektrochemische P-Fällung, Stickstoffrückgewinnung mittels AmmoRe-Verfahren, sowie der Algenreaktor. Die Module zur Stickstoffrückgewinnung mittels Membrandestillation (Solarspring), $CO_2$-Abtrennung aus dem Faulgas, und Elektrosynthese befanden sich in den Kellerräumen der Kläranlage.

*Abbildung 3: Zelt für RoKKa-Pilotanlagen auf der Kläranlage Erbach*

Die Aufstellung vor Ort sowie Vorab-Tests der zuvor von den jeweiligen Projektpartnern realisierten Pilotanlagen fanden im Jahr 2023 statt. Bei einzelnen Anlagen (z. B. der Membrandestillation von Solarspring) fanden bereits 2023 erste Tests auf der KA Erbach statt. Die weiteren Pilotanlagen wurden im Frühjahr 2024 in Betrieb genommen und bis Ende Oktober 2024 betrieben.

# 4. Steuerung der Prozesse der biologischen Phosphorelimination (Bio-P)

Phosphor gelangt überwiegend über menschliche Ausscheidungen in das kommunale Abwasser. Bei der biologischen Phosphorelimination (Bio-P) werden spezialisierte Polyphosphat-akkumulierende Organismen (PAOs) im Belebungsbecken angereichert, die einen Großteil des im Zulauf vorhandenen Phosphors einlagern und so dem Abwasser auf biologischem Weg entziehen können. Bio-P ist nach wie vor in mehrfacher Hinsicht von Bedeutung, insbesondere als Schlüsselfaktor für die Rückgewinnung von Phosphor aus Nassschlamm durch verbesserte Phosphatfreisetzung und damit erhöhte Phosphorverfügbarkeit für die Rückgewinnung. Die Forschungsarbeiten zu Bio-P wurden im Projekt RoKKa von der Universität Kassel durchgeführt.

**Methodik**

Um den Status quo der Bio-P-Effizienz der Kläranlage Erbach zu ermitteln und Optimierungspotenziale zu identifizieren, wurde zu Beginn von RoKKa eine Phosphorbilanz für die Kläranlage erstellt und ein ergänzendes Kurzmessprogramm zur Erfassung der vorliegenden Randbedingungen durchgeführt. Eine systematische Analyse des Einflusses relevanter Randbedingungen auf die Bio-P-Biozönose (u. a. geeignete Kohlenstoffquelle für PAOs, Temperatur, Verhältnis von Kohlenstoff zu Phosphor im Abwasser, verschiedene Inokula) erfolgte in einem weiterentwickelten System mikrofluidischer Sequenzier-Fließzellen (MMBS), in denen die PAOs gezielt angereichert und gensequenziert wurden. Die gewonnenen Erkenntnisse wurden auf eine vollautomatisierte Sequenzier-Batch-Reaktoranlage (SBR) für die reale Anwendung übertragen. Die beiden Versuchsaufbauten sind in Abbildung 4 gezeigt. Im Hinblick auf die externe Dosierung geeigneter Kohlenstoffquellen lag der Schwerpunkt der Untersuchungen im Rahmen von RoKKa (siehe Abbildung 5) auf dem Einfluss verschiedener Kohlenstoffquellen (u. a. Ethanol und Glycerol), die potenziell die Bio-P-Effizienz erhöhen, eine verstärkte Anreicherung der PAOs bewirken und kostengünstig auf dem Markt verfügbar sind.

*Abbildung 4: Aufbau und Prozessbedingungen der MMBS- und SBR-Versuche zur Untersuchung der Bio-P-Prozesse im Rahmen von RoKKa (Bildquelle: Universität Kassel; TUHH).*

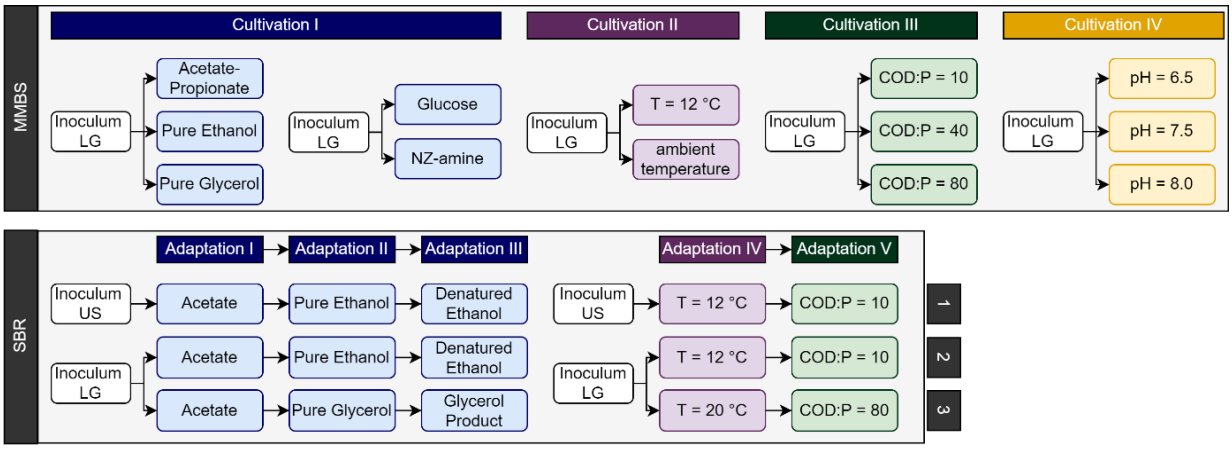



*Abbildung 5: Durchführung und Prozessbedingungen der MMBS- und SBR-Versuche zur Untersuchung der Bio-P-Prozesse im Rahmen von RoKKa (Bildquelle: Universität Kassel; TUHH)*

**Ergebnisse**

Die Phosphorbilanz wies auf eine Beeinträchtigung der Bio-P-Eliminationsprozesse auf der Kläranlage Erbach hin. Im Rahmen einer ergänzenden Messkampagne konnte Nitrat aus dem Rücklaufschlamm als wesentliche Störquelle identifiziert werden. Nach Etablierung einer Rücklaufschlamm-denitrifikation konnte infolge der verminderten Nitrateinträge in die Anaerobstufe die Phosphor-Rücklösung im Anaerobbecken erhöht und der durch Bio-P gebundene Phosphor auf der Kläranlage Erbach signifikant gesteigert werden.

Bei niedrigen C:P-Verhältnissen im Zulauf der Kläranlage kann eine externe Dosierung einer geeigneten Kohlenstoffquelle eine wirksame Maßnahme zur Unterstützung der PAOs darstellen. In MMBS- und SBR-Versuchen konnten neben Acetat auch Ethanol und Glycerol als potenzielle externe Kohlenstoffquellen identifiziert werden, die zu einer hohen Anreicherung von PAOs (insb. Dechloromonas) führen. Gleichzeitig erfolgte die Rücklösung von Phosphor auch nach einer mehrwöchigen Adaptionszeit deutlich langsamer als mit Acetat, so dass im vorliegenden Fall die Gewährleistung einer ausreichenden anaeroben Verweilzeit Voraussetzung für die Etablierung von Bio-P mit Glycerol und Ethanol als externer Kohlenstoffquelle ist. Die Art der verwendeten externen Kohlenstoffquelle hatte dabei einen größeren Einfluss auf die Dynamik der Bio-P-Prozesse als die untersuchten CSB:P-Verhältnisse, Temperaturen oder pH-Werte.

Die durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass die Bio-P-Leistung auf der Kläranlage Erbach insbesondere durch Restnitrateinträge in das Anaerobbecken in Kombination mit der Konkurrenz zwischen PAOs und denitrifizierenden Organismen um die leicht verfügbaren Kohlenstoffquellen sowie durch die geringen anaeroben Aufenthaltszeiten begrenzt wird. Der positive Effekt einer Dosierung von Ethanol oder Glycerol ist aufgrund der kürzeren anaeroben Aufenthaltszeit auf der Kläranlage Erbach im Vergleich zur Kläranlage Ulm-Steinhäule eingeschränkt.

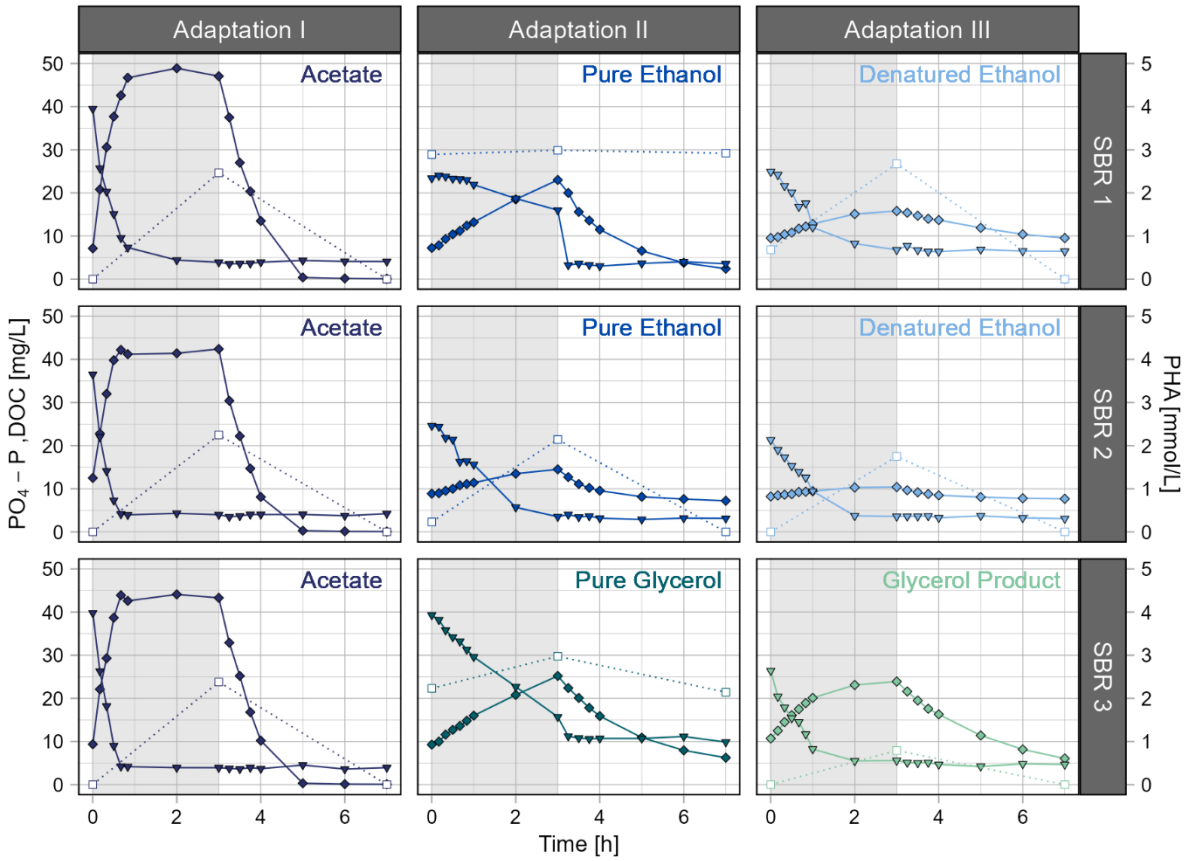



*Abbildung 6: Phosphorrücklösung und -aufnahme im SBR unter Verwendung verschiedener externer Kohlenstoffquellen (PO4-P (volle Rechtecke), DOC (Dreiecke), PHA (offene Quadrate), CSB:P = 40, T = 20°C; Bildquelle: Liese et al. (2025, submitted))*

**Fazit**

Die Bio-P-Untersuchungen im Rahmen von RoKKa zeigen ein komplexes Zusammenspiel innerhalb der Biozönose, das insbesondere durch die Kombination ungünstiger Randbedingungen stark beeinträchtigt wird. Die Kombination aus nicht idealen Randbedingungen, wie hohen Nitrateinträgen in das Anaerobbecken bei geringen anaeroben Verweilzeiten und ungünstigen C:P-Verhältnissen, kann die Bio-P-Leistung stark einschränken. Zwei wesentliche Stellschrauben zur Optimierung der Bio-P-Effizienz sind folglich die Reduzierung des Nitrateintrags in das Anaerobbecken durch eine optimierte Rücklaufschlammdenitrifikation und die Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle. Der Einsatz von Ethanol oder Glycerol als Kohlenstoffquelle kann als Maßnahme für den realen Betrieb in Betracht gezogen werden, sofern eine ausreichend lange anaerobe Verweilzeit gewährleistet ist.

Die mikrobiologischen Untersuchungen zeigen, dass das Bakterium Dechloromonas eine zentrale Rolle unter den PAOs einnimmt. Dies unterstreicht seinen bisher eher unterschätzten Beitrag zu den Bio-P-Prozessen. Trotz der Dominanz bestimmter Gattungen bleibt die mikrobielle Vielfalt entscheidend für die Prozessstabilität von Bio-P. Die Konkurrenzsituation zwischen den PAOs und glykogen-akkumulierenden Organismen (GAOs) ist im Vergleich zum Einfluss der untersuchten Prozessbedingungen von untergeordneter Bedeutung, wobei die PAOs einen Wachstumsvorteil bei Kohlenstofflimitierung aufweisen.

# 5. Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlagen

## 5.1 Elektrochemische Phosphor-Rückgewinnung (ePhos)

**Konzept**

Das Filtrat aus der Entwässerung des Schlammes der Klärschlammfaulung enthält Phosphor und Stickstoff - Elemente, welche beide zu Dünger verarbeitet werden können.

Das am Fraunhofer IGB entwickelte ePhos®-Verfahren ermöglicht die Rückgewinnung dieser Elemente in Form von Struvit direkt aus der Flüssigphase. Dabei wird eine in das Wasser eingetauchte Opferanode aus Magnesium mit Strom beaufschlagt. Dadurch lösen sich Magnesium-Ionen im Wasser und gehen eine chemische Verbindung mit Phosphor und Stickstoff ein: Es entsteht „Struvit“ – ein Düngesalz. An der Kathode werden Wassermoleküle gespalten. Infolgedessen steigt der pH-Wert, wodurch sich die Struvit-Kristalle ausbilden können. Die Einstellung des pH-Wertes mit zusätzlichen Chemikalien ist somit nicht notwendig.

Um Phosphor (P) und Stickstoff (N) aus einer Flüssigphase zurückzugewinnen, bietet sich die Kristallisation als Struvit (Ammonium-Magnesium-Phosphat-Hexahydrat: $NH_4MgPO_4 \cdot 6\ H_2O$) an. Bei der herkömmlichen Fällung von Struvit muss Magnesium als limitierender Reaktant in Form einer Lösung von $MgCl_2$, $Mg(OH)_2$ oder MgO zudosiert werden. Zudem muss z. B. mit Natronlauge der pH-Wert angehoben werden. Beim ePhos®-Verfahren erfolgt die Phosphatfällung elektrochemisch.

Wesentlicher Vorteil dieser Technologie ist der vollständige Verzicht auf die Zugabe der genannten Chemikalien. Das zur Struvitbildung benötigte Magnesium wird mittels einer Opferanode in einer Elektrolysezelle zudosiert. Das Produkt Struvit ist in der Landwirtschaft direkt als hochwertiges Düngemittel einsetzbar.

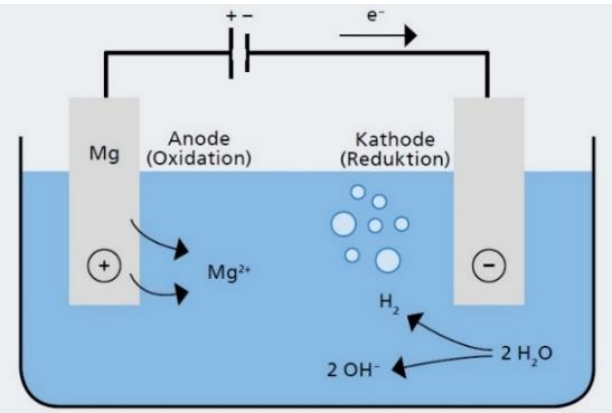



*Abbildung 7: Prinzipskizze der elektrochemischen Phosphor-Fällung mittels ePhos®-Verfahrens.*

**Implementation in Erbach**

Bereits in der Vergangenheit wurde das ePhos- Verfahren mit Pilotanlagen an Kläranlagen getestet. Auf Grundlage der gemachten Erfahrungen wurde das Reaktordesign neugestaltet. Dieses Re-Design kam während der Pilotierung in Erbach erstmals zum Einsatz. Daneben wurde auch zum ersten Mal ein Bandfilter getestet, um die gefällten Phosphorkristalle direkt aus der Flüssigphase abzuscheiden.

Die aufgestellte Pilotanlage auf der Sammelkläranlage in Erbach wurde auf eine Behandlung von ca. 600 L $h^{-1}$ ausgelegt. Das entspricht in etwa der Hälfte des Vollstroms an Filtratwasser, welcher auf der Kläranlage anfällt. Mit der anderen Hälfte sollte das Stickstoff- Rückgewinnungsmodul des Projektpartners SolarSpring versorgt werden.

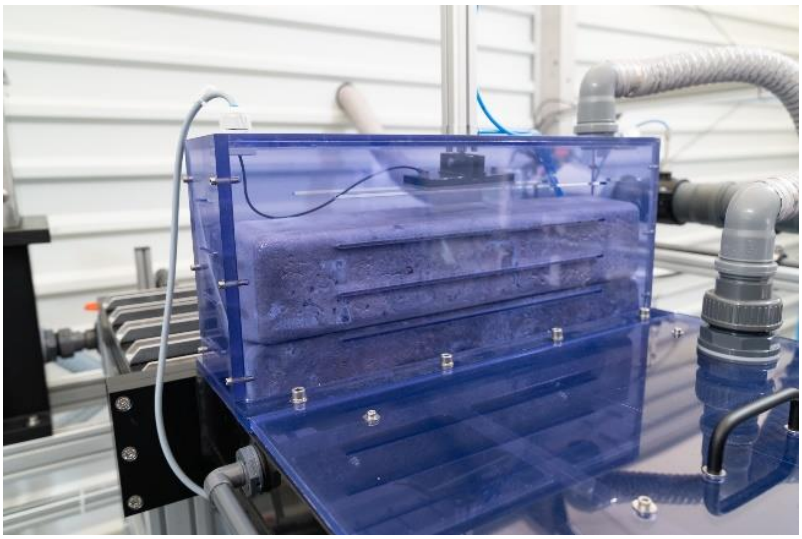


*Abbildung 8: Neues Design des ePhos®-Verfahrens: Fallschacht eines Reaktors in Erbach, in welchem die Opferanoden in Form von Magnesium- Barren nachgeführt werden*

**Ergebnisse**

Aus der Erfahrung der vorangegangenen Pilotierungen wurden stabile Fälleffizienzen zwischen 80% und 90% erwartet. In Erbach konnten allerdings nur Fälleffizienzen zwischen 70% und 80% erreicht werden. Für eine dauerhaft effiziente Phosphorrückgewinnung erwiesen sich die Phosphorkonzentrationen im Abwasser jedoch als zu gering. Grund dafür war auch, dass beim Versuch, ein Bio-P-Verfahren an der Kläranlage Erbach zu etablieren, nicht die erwarteten Phosphorkonzentrationen im Filtratwasser erreicht wurden. Darüber hinaus kam es zu einem Zurückhalten von Phosphor durch die vorgeschaltete Ultrafiltration.

Abbildung 9 zeigt die PO4-P-Konzentrationen in Zu- und Ablauf der ePhos- Pilotanlage, sowie die daraus errechneten Fälleffizienzen. Vor allem die Werte in Phase 1 machen deutlich, dass geringe Zugangskonzentrationen die Fälleffizienz mindern. In dieser Phase lag die Fälleffizienz bei durchschnittlich 31%. Aus diesem Grund wurde entschieden, mit einer synthetisch angesetzten Lösung die Phosphorkonzentration im Zulauf der Anlage zu erhöhen. Gleichzeitig wurde die Verweilzeit erhöht. Dies macht sich in Phase 2 bemerkbar. Die Fälleffizienz steigt im Durchschnitt auf 40%. In Phase 3 wurde der Durchsatz erneut reduziert, um die Retentionszeit für die Kristallisation im System zu erhöhen. Die durchschnittliche Fälleffizienz stieg in dieser Phase auf 60%. In Phase 4 wurde die Verweilzeit nochmals erhöht, um die ursprünglich angestrebte Eingangskonzentration von 30 mg $L^{-1}$ zu behandeln. Mit 58% konnte eine ähnlich hohe Fälleffizienz erzielt werden, wie in Phase 3.

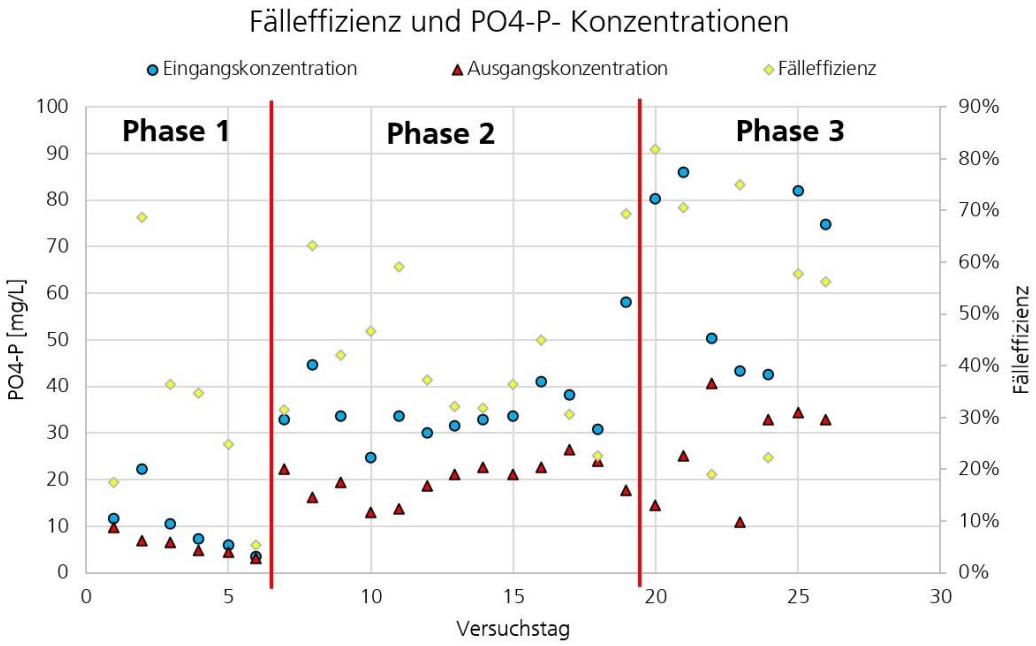



*Abbildung 9: Fälleffizienz und PO4-P-Ausgangskonzentration während der Demonstration in Erbach*

Abbildung 10 zeigt die Abscheidung ausgefällter P- Salze mit dem Bandfilter. Grundsätzlich erwies sich diese Abscheidemethode als geeignet. Ein wesentlicher Vorteil des Bandfilters ist seine geringe Aufstellfläche. Jedoch wurde mit dem Wechsel des Abscheideverfahrens von Sedimentation auf Filtration das Reaktionsvolumen des ePhos- Systems erheblich verringert. Auch hierin wird ein Grund für die niedrigeren Fällungseffizienzen im Vergleich zu den vorigen Pilotierungen gesehen.

*Abbildung 10: Ausgefällte P- Salze werden am Bandfilter abgestreift*

Abbildung 4 zeigt eine Probe aus der ePhos- Pilotanlage, die mit dem Bandfilter abgeschieden wurde. Analysen lassen darauf schließen, dass es sich um eine P- Salzmischung handelt, wobei der Anteil an Calcium dominiert. Reines MAP weist ein theoretisches Stoffmengenverhältnis an Mg:N:P von 1:1:1 auf. Die Stoffmenge an Calcium in dieser Probe entspricht dem Sechsfachen ihrer Stoffmenge an Phosphor. Dieser Wert ist darauf zurückzuführen, dass das Trinkwasser am Pilotierungsstandort Erbach eine Wasserhärte von 20,8 °dH aufweist. Somit ist im behandelten Filtratwasser eine hohe Calciumkonzentration zu erwarten. Es liegt nahe, dass die Anwesenheit von Calcium-Ionen das Ausfällen von Calciumphosphaten begünstigt und den Anteil an MAP in der P-Salzmischung vermindert.

*Abbildung 11: In Erbach gewonnenes P-Produkt*

**Zusammenfassung und Schlussfolgerungen**

Der Versuchsbetrieb in Erbach hat gezeigt, dass ePhos gut in die Prozesse einer Kläranlage einzubinden ist und eine kontinuierliche Phosphorrückgerinnung unter Realbedingungen möglich macht. Ferner wurden neue Erkenntnisse hinsichtlich der Prozessoptimierung gewonnen. So hat sich das neue Reaktordesign des „Fallschachts“ (s. Abbildung 8) im Betrieb bewährt. Die Pilotierung hat außerdem gezeigt, dass eine Kristallabscheidung mittels Bandfilter möglich ist. Für einen stabilen Betrieb mit effizienter Phosphorrückgewinnung aus der Flüssigphase benötigt ePhos jedoch ein funktionierendes Bio-P-Verfahren mit höheren Phosphorkonzentrationen im Zulauf. Darüber hinaus muss das Systemvolumen zukünftiger Anlagen neu ausgelegt werden.

## 5.2 Stickstoffrückgewinnung mittels AmmoRe-Verfahren

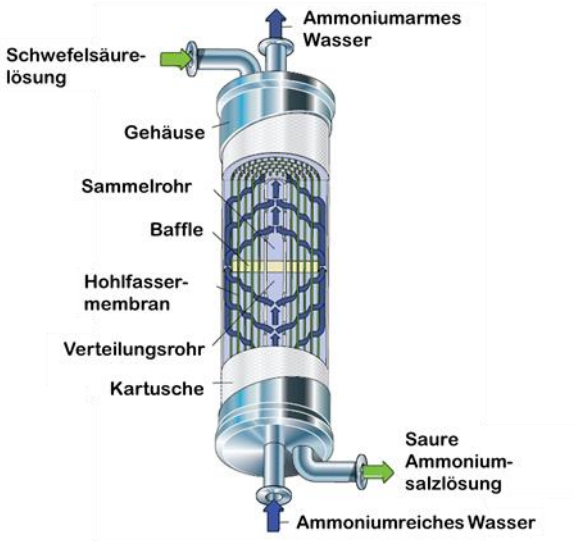
Stickstoff (N) ist ein weiterer Nährstoff, der in hoher Konzentration im Schlammwasser der Faulschlammentwässerung auf Kläranlagen enthalten ist. Konventionelle Kläranlagen setzen Energie ein, um die Stickstoffverbindungen Nitrat und Ammonium aus dem Abwasser zu entfernen – und ihn in einer für uns unbrauchbaren Form ($N_2$) in die Luft freizusetzen.

Der Ansatz des Fraunhofer IGB und des IGVP der Universität Stuttgart besteht darin, Stickstoff im Abwasser durch einen chemische Transmembranabsorption genannten Prozess (Transmembrane Chemical Absorption, TMCA) als Düngemittel (Ammoniumsulfatlösung) für den Einsatz in der Landwirtschaft zurückzugewinnen.

Das Rückgewinnungsverfahren arbeitet nach dem Prinzip einer Gasabsorption mit Membrankontaktoren und zeichnet sich durch eine hohe Selektivität gegenüber Stickstoff aus. Hierzu ist es erforderlich, dass der Stickstoff im Wasser in gasförmigen Ammoniak ($NH_3$) umgewandelt wird. Je höher der pH-Wert und die Temperatur des Abwassers, desto höher ist der Anteil an gasförmigem Ammoniak. Eine hydrophobe Membran im Membrankontaktor hält den Flüssigkeitsstrom zurück, lässt aber gasförmigen Ammoniak durch ihre Poren auf die andere Seite der Membran diffundieren. Hier wird Ammoniak von einer Lösung, beispielsweise Schwefelsäure ($H_2SO_4$), absorbiert und somit direkt ein Düngemittel $(NH_4)_2SO_4$ erzeugt.

Für einen breiten Einsatz des Verfahrens sind allerdings noch einige Herausforderungen zu meistern. So erfordert der Prozess zum einen große Mengen an Chemikalien sowie Wärme. Zudem ist die Konzentration des gewonnenen Produkts zumeist niedriger als bei handelsüblichen Düngemitteln. Die Konzentration des Produkts zu erhöhen gestaltet sich derzeit als schwierig, da die hydrophoben Membranen neben Ammoniak auch andere Gase durchlassen – einschließlich Wasserdampf, der das Produkt verdünnt.

a)




b)

*Abbildung 12: a) Darstellung der chemischen Absorption durch die Membranen, b) AmmoRe-Pilotanlage zur Stickstoffrückgewinnung*

**Ergebnisse**

Die vom Fraunhofer IGB gebaute Pilotanlage (Abbildung 12) des RoKKa-Projekts wurde in den in Tabelle 1 dargestellten pH- und Temperaturbereichen betrieben.

*Tabelle 1: Verwendete Betriebsparameter des AmmoRe-Verfahrens*

| **Phase** | **pH** | **T [°C]** |
|---|---|---|
| 1 | 10 | 37 |
| 2 | 10 | 37 |
| 3 | 9,5 | 37 |
| 4 | 10 | 31 |

Bei pH = 10 und 40 °C liegt der Ammoniakanteil theoretisch bei etwa 95%. Unter diesen Bedingungen konnten das Verfahren die Ammoniumkonzentration im Prozesswasser von 647 mg $L^{-1}$ auf 65 mg $L^{-1}$ reduzieren, was einer Ammoniumeliminierungsrate von 89% entspricht (Abbildung 13).

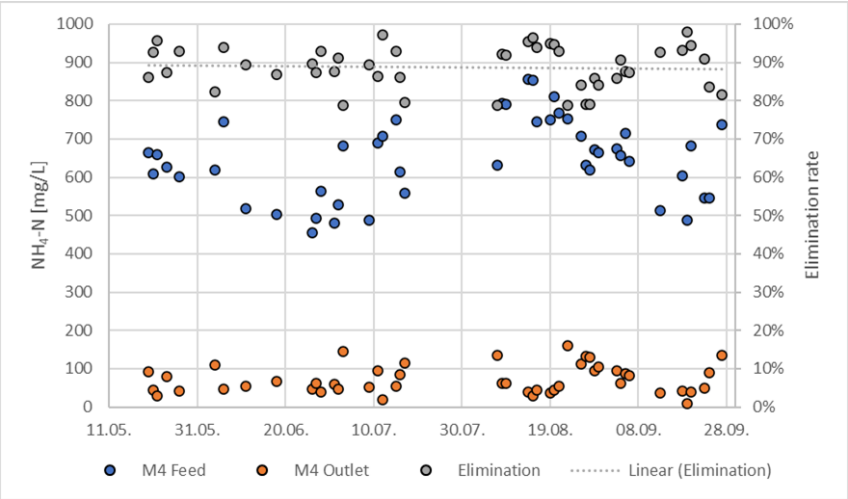



*Abbildung 13: Ammoniumkonzentration im Prozesswasser und Eliminationsrate*

Die Ammoniumkonzentration im sauren Absorptionsmedium erreichte bis zu 23 $g_{NH4\text{-}N}$ $L^{-1}$. Die theoretische Sättigung mit Ammoniumsulfat (110 $g_{NH4\text{-}N}$ $L^{-1}$) konnte bei diesem Verfahren aufgrund des gleichzeitigen transmembranen Transports von Wasserdampf, der das Produkt verdünnt, nicht erreicht werden. Unter den gleichen Betriebsbedingungen wies das System eine Stickstoffrückgewinnungsrate von etwa 16 g $m^{-2}$ $h^{-1}$ auf. Die Rückgewinnungsrate von Ammoniak lag bei etwa 16 g $m^{-2}$ $h^{-1}$.

Nach den ersten Betriebsmonaten liegt der in unserem Verfahren beobachtete Wasserdampftransport lag bei 0,03 L $m^{-2}$ $h^{-1}$. Verglichen mit Werten, die in ähnlich betriebenen Anlagen beobachtet wurden, liegt dieser Wert in der gleichen Größenordnung oder darunter.

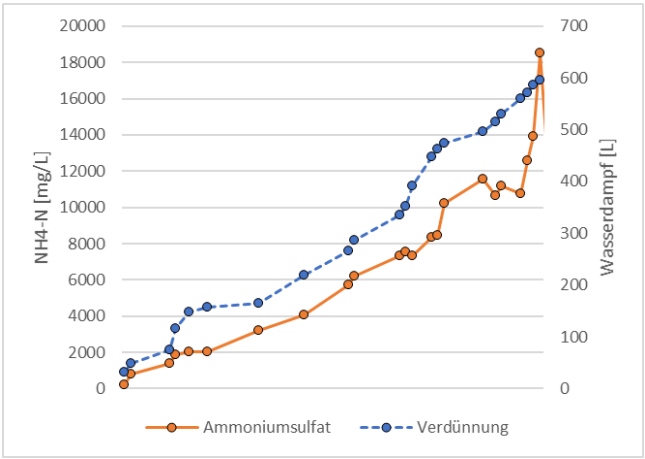



*Abbildung 14: Vergleich zwischen der Zunahme der NH4-N-Konzentration und der Wasseraufnahme über die Membran.*

Um die Menge an Chemikalien zu reduzieren, die zum Erreichen des Betriebs-pH-Wertes erforderlich sind, wurde ein Modul zur $CO_2$-Strippung- implementiert. Mit diesem Modul war es möglich, den pH-Wert ohne Zugabe von Chemikalien um bis zu einer pH-Einheit erhöhen. Beim Betrieb dieses Moduls war der Verbrauch von Natronlauge daher um 20% geringer als ohne Strippung.

**Fazit**

Die chemische Transmembranabsorption ist ein wirksames Verfahren zur Entfernung und Rückgewinnung von Ammoniak aus Abwässern. Sie steht jedoch noch vor Herausforderungen wie

einer relativ geringen Produktkonzentration, die vor einer Markteinführung noch zu lösen sind. Der hohe Verbrauch an Chemikalien kann durch den Einsatz eines Strippermoduls um etwa 20% gesenkt werden. Detaillierte Ergebnisse sind in den Referenzen [1] und [2] veröffentlicht.

### 5.3 Stickstoffrückgewinnung mittels Membrandestillation

Die Stickstoffrückgewinnung wurde zudem durch den Partner Solarspring GmbH mittels ihrer Technologie der Membrandestillation (MD) demonstriert.

Die Membrandestillationsanlage wurde von Solarspring im Jahr 2023 gebaut und im August 2023 mit einem 3 $m^2$ großen MD-Modul in Betrieb genommen. Das vorläufige 3 $m^2$-Modul wurde im weiteren Projektverlauf durch ein größeres Modul mit 26 $m^2$ Membranfläche ersetzt. Der Porendurchmesser und die Membran wurden auf der Grundlage der Ergebnisse des 3 $m^2$ großen MD-Moduls festgelegt. Für diese Anwendung wurde ein Porendurchmesser von 0,2 µm und eine PTFE-PP-Membran gewählt.

Das Anlagenkonzept wurde leicht modifiziert, um die Sicherheitsaspekte der zirkulierenden hochkonzentrierten Schwefelsäure (25%) zu reduzieren. Es wurde eine kontinuierliche Dosierung der Säure in eine vorbereitete 100-Liter-Lösung von Ammoniumsulfat verwendet. Sobald das abgetrennte Ammoniak aus dem Zentratwasser genügend Säure neutralisiert, um Ammoniumsulfat zu erzeugen, wird mehr Säure in den Produkttank dosiert. Der pH-Wert des Produkttanks wurde während des gesamten Versuchs bei 2 gehalten.

Die Wärmezufuhr aus der Kläranlage wurde auf eine Temperatur von 75 °C eingestellt, und es wurden einige Änderungen an den Rohrleitungen durchgeführt, um ein Abschalten des Hauptkessels zu vermeiden, da die Wärmebelastung der MD nicht ausreichend war. Das Kühlwasser aus der Kläranlage lief ohne Probleme.

Die Entfernung von Ammoniak durch Membrandestillation wurde mit zwei grundlegenden Methoden unterstützt: (i) Erhöhung der Temperatur des Zentratwassers, um den verfügbaren Ammoniakanteil für die Diffusion zu erhöhen; (ii) Erhöhung des pH-Wertes des Zentratwassers, um den für die Diffusion verfügbaren Ammoniakanteil zu erhöhen.

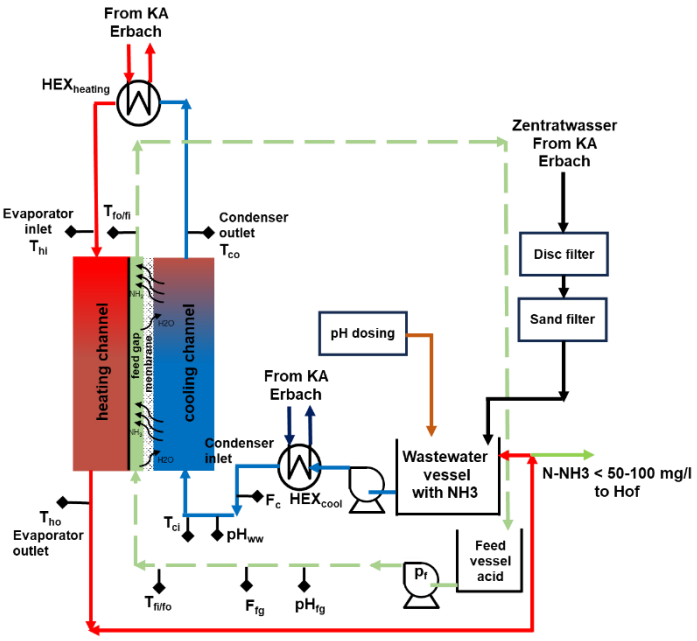



*Abbildung 15: Fließschema für die Ammoniakentfernung mit Membrandestillation (Solarspring GmbH)*

Der pH-Wert des Zentratwassers wurde von einem Eingangswert von ca. 7,5 auf einen Wert zwischen 8 und 9,0 geändert. Die Änderung des pH-Wertes des Feedstromes wurde mit der Dosierung verschiedener Chemikalien wie Natriumhydroxid, Natriumcarbonat und Calciumhydroxid versucht.

Die Anlage bestand aus zwei Kreisläufen: einem Kreislauf für das Zentratwasser und einem für den Schwefelsäure-/Ammoniumsulfatstrom. Das Zentratwasser wurde mit einem Scheibenfilter und einem Sandfilter vorgefiltert, um die großen Partikel zu entfernen. Vor dem Eintritt in den kalten Kanal im Md-Modul wurde der pH-Wert des Zentratwassers durch die Dosierung einer Base erhöht.

Wie in der Abbildung 15 zu sehen ist, basiert das Konzept auf dem Wärmeübergang vom heißen Zentratwasserstrom zum Säurekanal durch eine Polymerfolie und einem negativen Temperaturgradienten zwischen dem Säurekanal und dem kalten Zentratwasserstrom durch eine Membran. Über die Membran zwischen dem Säurekanal und dem Zentratwasserkanal wird ein "negativer" Temperaturgradient aufgebaut. Auf diese Weise diffundiert Ammoniak aufgrund des Konzentrationsunterschieds durch die Membran in den Säurekanal und kaum Wasser diffundiert in irgendeinen Kanal. Die vernachlässigbare Diffusion von Wasser ist wichtig, da ein hoher Wasserflux aus dem Zentratwasser in den Säurekanal zu einer verdünnten AMS-Lösung führt. Ein Minimum von 5% Stickstoff (oder ca. 25% AMS) ist notwendig, damit das Produkt als Düngemittel zertifiziert werden kann.

Bei den Versuchen wurden verschiedene Parameter variiert, um die Auswirkungen auf den Ammoniakfluss und die Abscheideleistung zu ermitteln. Die Eingangstemperatur des Heizkanals und des Kühlkanals wurde bei 75 °C bzw. 30 °C gehalten. Zu den variierten Parametern gehörten der Durchfluss des Zentratwassers und die pH-Verschiebung im Zentratwasser. Die Auswirkungen beider Parameter wurden mit der Veränderung des Ammoniakfluxes durch die Membran überprüft. Die Werte wurden auch mit den früheren Daten aus dem Projekt „MD Ammonium“ verglichen, bei dem das Zentratwasser aus Freiburg mit MD behandelt wurde. Der Ammoniakgehalt des Zentratwassers in Freiburg (ca. 1200 - 1500 mg $L^{-1}$) war wesentlich höher als der in Erbach (ca. 650 mg $L^{-1}$).

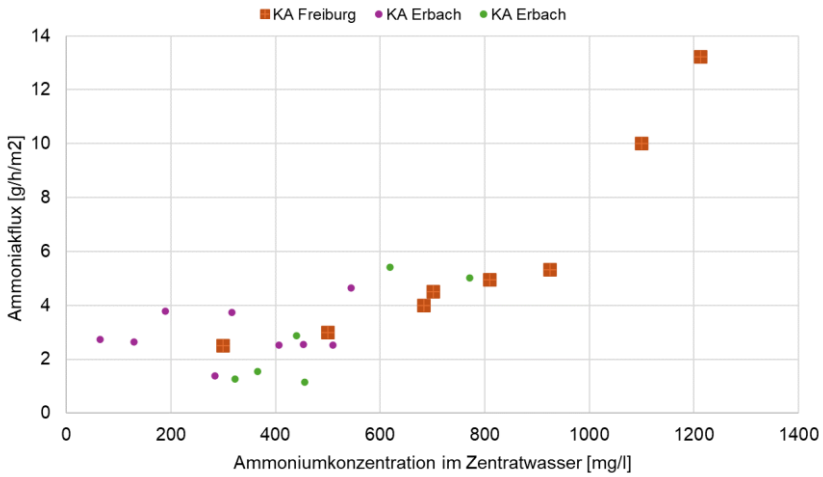



*Abbildung 16: Die Abbildung zeigt den Einfluss der Ammoniakkonzentration im Zentratwasser auf den Fluss von Ammoniak durch die Membran.*

Abbildung 16 illustriert den Einfluss der Ammoniakkonzentration im Zentratwasser, und wie stark ein Konzentrationsgradient den Flux von Ammoniak durch die Membran beeinflusst.

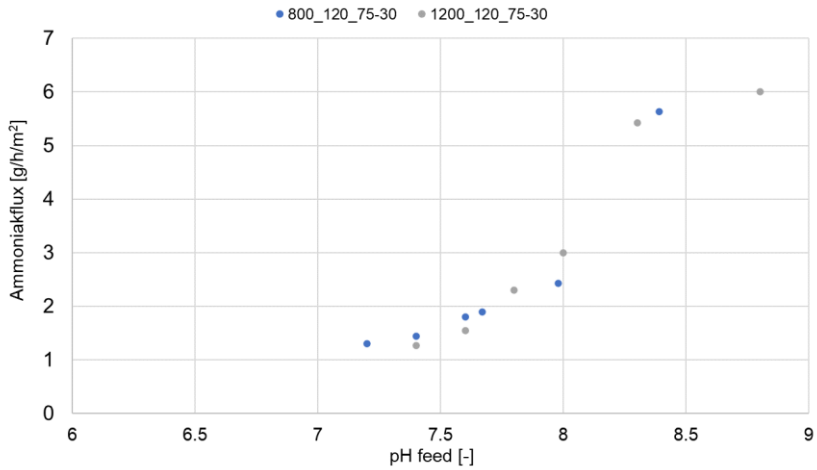



*Abbildung 17: Einfluss des pH-Wertes des Zentratwassers auf den Ammoniak-Flux. Die Legende wird immer in der folgenden Reihenfolge angegeben: Zentratwasser Durchfluss – Säure Durchfluss - Eingangstemperatur heiß - Eingangstemperatur kalt*

Die Auswirkung der pH-Änderung im Zentratwasser ist in Abbildung 17 zu sehen. Es wurde klar, dass die Änderung des pH-Wertes zu einem höheren Flux von Ammoniak führt. Ein höherer pH-Wert ist jedoch mit höheren Chemikalienkosten verbunden, und die Ziele des RoKKa-Projekts für Solarspring bestanden darin, den Chemikalienverbrauch und die Kosten zu senken. Für das Projekt RoKKa wurde eine pH-Änderung von 7,5 auf einen Wert zwischen 8,5 und 9,0 gewählt. Aus Abbildung 17 ist erkennbar, dass der Flux ab einem pH-Wert von 8 bis zu einem pH-Wert von 8,5 exponentiell ansteigt. Ab einem pH-Wert von 9 ist wegen der Pufferzone eine große Menge an Basen erforderlich, um den pH-Wert zu ändern, so dass die Kosten für Chemikalien erheblich steigen.

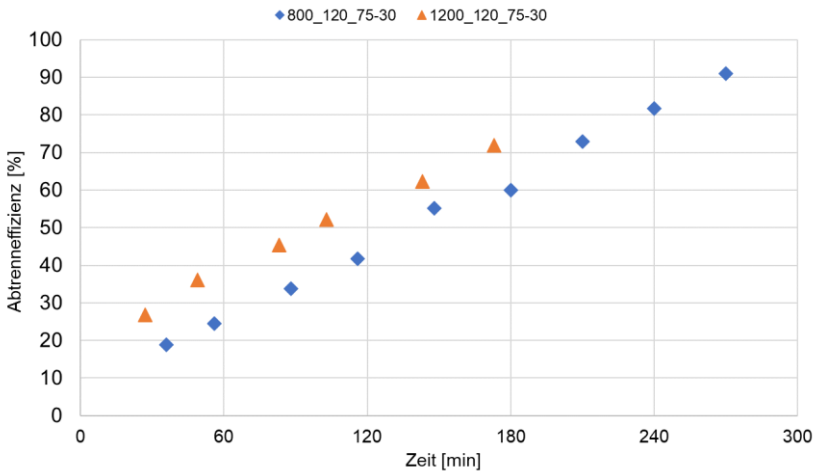



*Abbildung 18: Die Auswirkung der Durchflussmenge des Zentratwassers auf die Effizienz der Ammoniakentfernung (pH-Wert auf 9,0 eingestellt)*

In Abbildung 18 ist die Auswirkung des Durchsatzes an Zentratwasser auf die Ammoniakentfernung zu sehen. Die höhere Durchflussrate des Zentratwassers durch das Modul führt zu einer schnelleren Entfernung von Ammoniak, aber auch zu einem höheren Wärmeenergieverbrauch. Die MD-Anlage wurde in den Monaten Juni und Juli betrieben, und es wurden Daten für die Berechnung der Behandlung der vollen Kapazität der Kläranlage Erbach und der Kläranlage Ulm gesammelt.

Abbildung 19 zeigt die Abschätzung von Energie, Chemikalien und die jeweiligen Ergebnisse der Ammoniakentfernung mit MD zur Behandlung des gesamten Zentratwassers in Erbach.

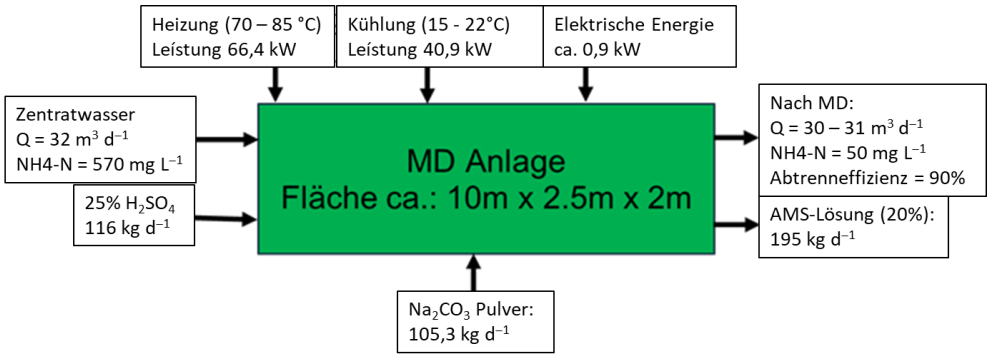



*Abbildung 19: Geschätzter Energie- und Chemikalienbedarf zur Aufbereitung des gesamten Zentratwassers in Erbach durch MD*

Aus Abbildung 19 ist ersichtlich, dass der Energiebedarf für die MD deutlich sinkt, wenn Abwärme in der Kläranlage zur Verfügung steht, da der Stromverbrauch sehr gering ist. Die Kühlenergie muss jedoch berücksichtigt werden.

# 6. Verwertung von $CO_2$-Strömen auf Kläranlagen

## 6.1 $CO_2$-Abtrennung aus dem Faulgas

**Hintergrund**

Im Faulturm einer Kläranlage fällt ein Gasgemisch an, das aus Methan ($CH_4$, ca. 65 %) und Kohlenstoffdioxid ($CO_2$-Anteil circa 35%) besteht. Das Kohlenstoffdioxid ($CO_2$) ist einerseits ein Treibhausgas, andererseits aber auch eine potenzielle Ressource für kohlenstoffbasierte Plattformchemikalien. Die Trennung der beiden Fraktionen in möglichst reiner Form ermöglicht somit deren höherwertige Verwendung, z. B. zur Einspeisung in das Erdgasnetz ($CH_4$) und als Rohstoff zur Herstellung von Plattformchemikalien ($CO_2$). Bisher wird das Faulgas auf Kläranlagen meist in einem Blockheizkraftwerk verbrannt, die anfallende Wärme kann aber nicht immer genutzt werden. Der Methananteil des Faulgases stellt eine wichtige Bio-Methangasquelle dar, die zum Ersatz fossilen Methanquellen verwendet werden könnte. Um den Methangasstrom für eine Einleitung in das bestehende Erdgasnetz geeignet zu machen, ist der $CO_2$-Gehalt des Faulgases auf < 2 Vol% zu reduzieren. Die im Stand der Technik vorhandenen Verfahren zur Separation von Methan und $CO_2$ ermöglichen bisher keine Stofftrennung, die zum unmittelbaren Erhalt von zwei Reingasphasen führt.

In Vorarbeiten von Nanoscience for Life konnte gezeigt werden, dass wässrige Lösungen der natürlichen Aminosäure L-Arginin wasserlösliche Derivate wasserlöslicher Gase binden können: Unter den basischen Bedingungen einer solchen Akzeptorlösung, die durch die freien Guanidino-Gruppen von L-Arginin bedingt werden, wird $CO_2$ sehr rasch zu den wasserlösliche Formen Hydrogencarbonat und Carbonat umgewandelt und diese Anionen werden an die kationischen Guanidin-Gruppen des L-Arginin gebunden. Dies kann bei beliebiger Temperatur- und Druckbedingungen erfolgen. Somit lässt sich Kohlendioxid in einer solchen Lösung (Akzeptorlösung) drucklos binden. Zudem konnten Nanoscience for Life und Deukum zeigen, dass die an L-Arginin gebundenen Derivate von $CO_2$ sich in einer Elektrodialysevorrichtung durch eine anionenselektive Membran in ein wässriges Aufnahmemedium elektrophoretisch transportieren lassen und dort freigesetzt werden können.

**Implementation in Erbach und Ergebnisse**

Im RoKKa-Projekt erfolgte die Aufbereitung des Faulgases mit einem neuen zweistufigen Verfahren der Partner Nanoscience for life und Deukum GmbH. In einem Membrankontaktor wird $CO_2$ über eine Membran in eine Aminosäurelösung als Akzeptor transportiert und von dieser in Form von Hydrogencarbonat ($HCO_3^-$) absorbiert. Methan wird von der Membran zurückgehalten und verlässt den Membrankontaktor nun ohne das von der Akzeptorlösung absorbierte $CO_2$. Dabei konnte gezeigt werden, dass mikroporöse hydrophobe Polymermembranen aus dem Stand der Technik prinzipiell geeignet sind, um eine vollständige Extraktion von $CO_2$ aus einem Faulgasgemisch zu ermöglichen.

Die mit $CO_2$ beladene Akzeptorlösung wurde anschließend in eine Elektrodialyse geleitet, in welcher Hydrogencarbonat über eine Ionenaustauschmembran in ein saures Milieu überführt wird und dort als reines $CO_2$ ausgast. Hierbei wurde das saure Milieu kontinuierlich von einer bipolaren Membran erzeugt und die Akzeptorlösung regeneriert, sodass keine Säuren oder andere Chemikalien zugegeben werden müssen. Abbildung 20 zeigt das Prinzip des zweistufigen Prozesses.

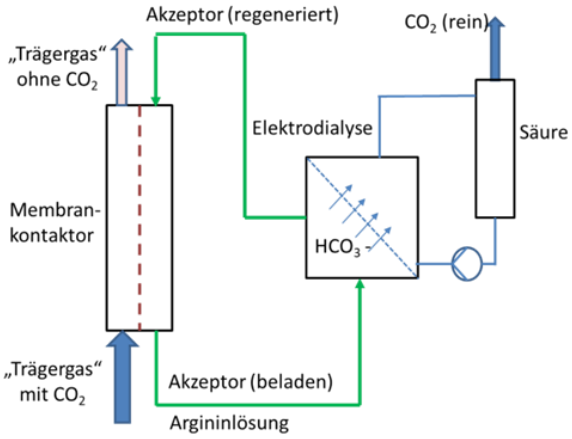



*Abbildung 20: Prinzip der $CO_2$-Abtrennung aus dem Faulgas, bestehend aus einem Membrankontaktor und einer Elektrodialyse.*

Im RoKKa-Projekt wurde dieses Verfahren erstmalig zur Extraktion von Kohlendioxid aus einem Faulgas einer Kläranlage eingesetzt. Hierzu wurde eine Pilotanlage durch den Partner Deukum realisiert und in Betrieb genommen (siehe Abbildung 21).

*Abbildung 21: Pilotanlage zur $CO_2$-Abtrennung aus dem Faulgas. Auf dem linken Gestell ist der Membranstack der Elektrodialyse zu sehen.*

Im Projekt konnte $CO_2$ mit einer Reinheit von 99,9%, Methan mit Reinheit von 97,8% gewonnen werden. Die Untersuchungsergebnisse bestätigten damit, dass die Extraktion von Kohlendioxid aus dem Faulgas weitgehend vollständig erfolgt, sodass durch eine Verfahrensanwendung aus eine Methan-Reingasphase erhältlich gemacht werden kann.

Somit steht ein biogenes und rein strombetriebenes Verfahren zur Herstellung von Kohlendioxid und Methan als Reingasphasen zur Verfügung.

## 6.2 Elektrochemische Formiatsynthese

**Konzept**

Eine Möglichkeit, $CO_2$ unter Nutzung regenerativ erzeugter elektrischer Energie in Wertstoffe umzuwandeln, ist die Elektrosynthese. Relativ weit entwickelt ist die $CO_2$-Verwertung basierend auf der elektrochemischen Produktion von Wasserstoff ($H_2$) und einer nachfolgenden heterogenkatalytischen Umsetzung zum Zielprodukt, in der Regel Methanol. Der elektrochemische Schritt liegt hier also rein in der Bereitstellung des für die $CO_2$-Umsetzung benötigten Wasserstoffs. Zudem sind zwei mindestens zwei Prozessstufen notwendig, und die Methanolsynthese erfordert hohe Prozessdrücke (100 – 150 bar) und -Temperaturen (220 – 250 °C).

Eine Alternative zu diesem Prozess ist die direkte elektrokatalytische Umsetzung von $CO_2$ zu einem werthaltigen Zielprodukt, beispielsweise Formiat (dem Salz der Ameisensäure). Das Zielprodukt Formiat wird in einer wässrigen Lösung erzeugt:

$$CO_2 + 2H_2O + 2e^- \rightarrow HCOO^- + OH^-$$

Das Hauptziel in RoKKa lag darin, die elektrochemische Formiatproduktion mit aus dem Faulgas abgetrenntem $CO_2$ erfolgreich zu betreiben, also mit $CO_2$ aus einer industriell relevanten technischen Punktquelle. Abbildung 22 zeigt schematisch den Aufbau der in RoKKa verwendeten Elektrolysezelle mit separaten Kanälen für das gasförmige $CO_2$ sowie die flüssigen Elektrolyte (Katholyt und Anolyt). Kernelement der Elektrolysezelle ist eine Gasdiffusionselektrode (GDE) an der Grenze zwischen gasförmiger $CO_2$-Zufuhr und dem flüssigen Katholyt. Abbildung 22 (b) zeigt zudem den offenen Kathodenblock mit der Gasdiffusionselektrode mit einer aktiven Fläche von circa 120 $cm^2$.

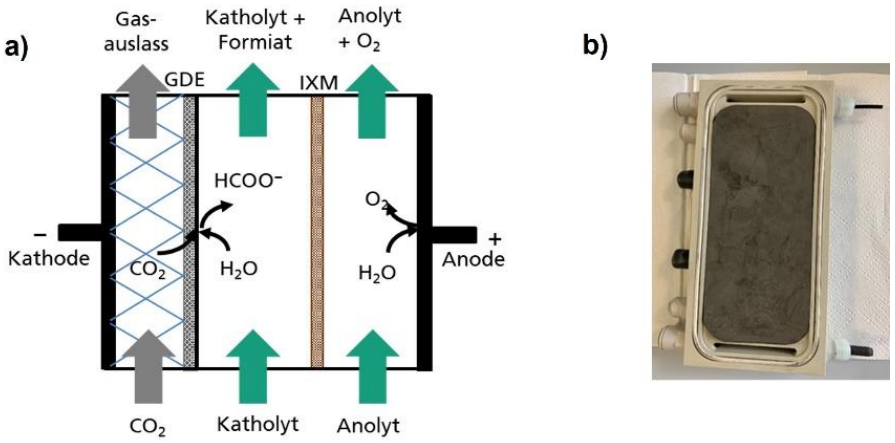



*Abbildung 22: a) Schematischer Aufbau der Elektrolysezelle mit separaten Kanälen für die gasförmige $CO_2$-Zufuhr, den Katholyt, sowie den Anolyt. Die Reaktion von $CO_2$ zu Formiat ($HCOO^-$) erfolgt an einer Gasdiffusionselektrode (GDE). Die Anodenseite ist durch eine Ionenaustauschmembran (IXM) abgetrennt. b) Kathodenseite der in RoKKa verwendeten 120 $cm^2$ Zelle (Elektrolytseite der GDE).*

Ähnlich wie bei der Wasserstoffelektrolyse entsteht auch bei der elektrochemischen Formiatsynthese an der Anode Sauerstoff ($O_2$), welcher auf der Kläranlage zur Begasung der Belebungsbecken genutzt werden kann.

Für die Versuche konnte das Fraunhofer IGB aus vorangegangenen Eigenprojekten (Fraunhofer-Leitprojekte „Strom als Rohstoff“[2] und „ShaPID“[3]) auf eine automatisierte Pilotanlage und eine Elektrolysezelle mit 120 $cm^2$ Elektrodenfläche zurückgreifen, wobei einige technischen Anpassungen (Austausch einzelner Komponenten) notwendig waren. Abbildung 23 zeigt die Pilotanlage im Keller der Kläranlage Erbach.

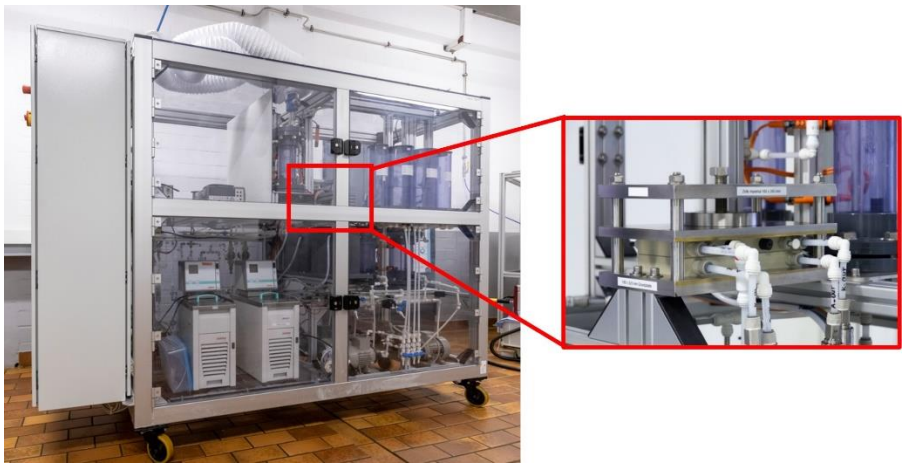


*Abbildung 23: Pilot-Aufbau im Keller Faulung der KA Erbach.*

**Ergebnisse**

Als Referenz wurde die elektrochemische $CO_2$-Umsetzung zu Formiat zunächst im Technikum des Fraunhofer IGB mit kommerziellem $CO_2$-Reinstgas aus der laboreigenen Gasversorgung getestet. Abbildung 24 zeigt einen typischen Konzentrationsverlauf des gebildeten Formiats im Katholyten bei einem elektrischen Strom von 10 A (Stromdichte = 81 mA $cm^{-2}$) im Semibatch-Betrieb (Rezirkulation der Elektrolyte). Die erreichte massenbasierte Konzentration von etwa 46 g $L^{-1}$ entsprach einer molaren Konzentration von 1 mol $L^{-1}$.

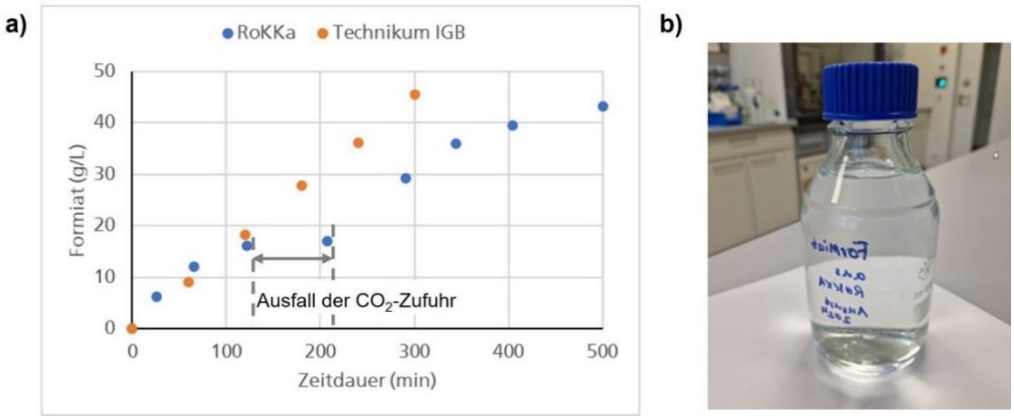



*Abbildung 24: Zeitliche Verläufe der Formiatkonzentration (Abbildung a)) und Probe der auf der Kläranlage produzierten Formiatlösung (Abbildung b))*

[2] https://www.fraunhofer.de/de/forschung/fraunhofer-initiativen/fraunhofer-leitprojekte/abgeschlossene-leitprojekte/fraunhofer-strom-als-rohstoff.html
[3] https://www.shapid.fraunhofer.de/

Ein wichtiger Parameter zur Bewertung des Prozesses ist die Faraday-Effizienz *FE*. Diese gibt an, zu welchem Anteil der elektrische Strom *I* in die Produktion des Zielproduktes (Konzentration *c* und Volumen *V*) eingeht. Die (mittlere) Faraday-Effizienz zur Produktion von 1 mol $L^{-1}$ Formiat lag bei circa 50%. Zur Bewertung muss berücksichtigt, dass insbesondere ein Vergleich mit Literaturdaten nur in Kombination mit vergleichbaren Produktkonzentrationen aussagekräftig ist. Die erreichte Konzentration und Faraday-Effizienz kommen durchaus in den Bereich anwendungsrelevanter Werte, weitere Verbesserungen sind allerdings notwendig und auch (in weiteren Projekten) in Arbeit.

Die wichtigste Konkurrenzreaktion war erfahrungsgemäß die Wasserstoffentwicklung. Auch die elektrochemische $CO_2$-Produktion erzeugt also (idealerweise aber in nur geringem Maße) Wasserstoff.

Abbildung 24 zeigt vergleichend einen analogen Test mit dem $CO_2$ aus dem Faulgas der KA Erbach. Das „Plateau" im Bereich zwischen $t$ = 120 min und $t$ = 200 min ist auf einen zeitweisen Ausfall der $CO_2$-Zufuhr vom Zwischentank zur Elektrolyseanlage zurückzuführen. Abgesehen von diesem Zeitfenster verlaufen die Anstiege der Formiatkonzentration in beiden Versuchsreihen identisch bzw. parallel, zumindest bis zu einer Konzentration von circa 40 g $L^{-1}$. Dies entspricht, bei gleicher Stromstärke, einer nahezu identischen Faraday-Effizienz. Das wässrige Formiatprodukt ist eine klare und farblose Lösung, siehe Abbildung 24.

**Zusammenfassung und Schlussfolgerungen**

Im Projekt RoKKa konnte Fraunhofer IGB die elektrochemische Formiatproduktion erstmals mit Faulgas aus einer Kläranlage als $CO_2$-Quelle zeigen. In Kombination mit der vorangegangenen $CO_2$ / Methan-Trennung der Projektpartner Deukum und Nanoscience for Life wurden dabei eine vergleichbare Formiatkonzentration und Faraday-Effizienz wie mit kommerziellem $CO_2$-Reinstgas erreicht. Dies bedeutet, dass das Konzept der elektrochemischen $CO_2$-Verwertung erfolgreich von Labor- und Technikumsbedingungen auf anwendungsnahe Einsatzbedingungen übertragen werden konnte. Dazu gehörten auch die erfolgreiche Anbindung an den Faulgasprozess auf der Kläranlage Erbach und die zwischengeschaltete $CO_2$-Aufreinigung.

Die Arbeiten in RoKKa zeigten zugleich die noch offenen Herausforderungen bei der Umsetzung der Technologie in die Anwendung: Diese liegen insbesondere in der Reduktion des elektrischen Energiebedarfes, in der Evaluation und Verbesserung der Katalysator-, Elektroden- und Prozessstabilität, sowie im Scale-Up. Der elektrische Energiebedarf in den RoKKa-Versuchen war mit 13 kWh pro kg Formiat noch relativ hoch. Eine Reduktion auf circa 50% ist allerdings realistisch und Gegenstand weiterer laufender Arbeiten des Fraunhofer IGB. Zudem zeigt die wirtschaftlich-ökologische Bewertung in RoKKa, dass bei einer Implementierung aller in RoKKa untersuchten Aufbereitungs- und Rückgewinnungsverfahren die elektrochemische $CO_2$-Verwertung den größten Beitrag zum zusätzlichen elektrischen Energiebedarf beiträgt. Dies war allerdings auch zu erwarten, da $CO_2$ in dem elektrochemischen Prozess zu einem höherenergetischen Produkt umgewandelt wird, wobei elektrische Energie nicht überwiegend zur Prozessführung (Heizen, Kühlen, Pumpen, etc.) dient, sondern zur Bereitstellung der inhärent benötigten Reduktionsäquivalente genutzt wird.

Daher ist die Bereitstellung der elektrischen Energie eine wichtige Fragestellung bei möglichen zukünftigen Projekten zum Betrieb einer größerskaligen Pilotanlage.

# 7. Mikroalgenproduktion

**Einführung**

Mikroalgen können ein versatiler und leistungsfähiger Baustein für die Kläranlage der Zukunft sein. Mikroalgen sind photosynthetisch aktive Mikroorganismen, d.h. sie nutzen Lichtenergie ihr Wachstum

und binden dabei $CO_2$. Zusätzlich benötigen Mikroalgen einfache anorganischen Verbindungen wie Ammonium oder Nitrat und Phosphat als wichtige Nährstoffquellen. Für eine produktive Kultivierung von Mikroalgen ist die effiziente Verteilung und Nutzung von Licht entscheidend. Die in diesem Projekt verwendeten Flachplatten-Airlift-Photobioreaktoren (FPA-PBR) ermöglichen aufgrund der großen beleuchteten Fläche sowie der effizienten pneumatischen Durchmischung eine im Vergleich zu vielen anderen geschlossenen Systemen sehr hohe Produktivität. Eine automatisierte Steuerung ermöglicht dazu die benötigte Kontrolle der Prozessparameter.

Im Projekt RoKKa wurde von den Partnern IGVP und IGB ein neuartiges Kultivierungssystem für Mikroalgen auf Basis von FPA-PBRs etabliert, um die dezentrale und automatisierte Nutzung von Reststoffströmen einer Kläranlage im Pilotmaßstab von 125 Litern zu demonstrieren. Über einen Zeitraum von einem Jahr wurde diese genutzt um mittels der Mikroalge *Phaeodactylum tricornutum* Chrysolaminarin, ein wasserlösliches β-1,3-1,6-Glukan, zu produzieren. Für die Nährstoffversorgung der Mikroalgen wurde das im Rahmen des Projektes aufbereitete, nährstoffreiche Filtratwasser der Hochlastfaulung der KA Erbach verwendet. Die Nutzung von Chrysolaminarin als Pflanzenstärkungsmittel gilt als vielversprechende Alternative zur Nutzung von Kupfer im Öko-Weinbau und ermöglicht somit eine Verknüpfung von Abwasserbehandlung und dem Schutz von Nutzpflanzen im Sinne der nachhaltigen Bioökonomie.

**Aufbau der Versuchsanlagen oder Messsysteme in Erbach**

Die Kultivierung von Mikroalgen mit künstlicher Beleuchtung unterliegt aufgrund der Stromkosten für die Beleuchtungsmittel strengen Anforderungen an die Produktivität und Umwandlungs-effizienz von Licht in Biomasse, die sog. Lichtausbeute. Die Prozessentwicklung zielt daher neben einer Maximierung der Produktivität von Biomasse oder einem darin enthaltenen Produkt ebenfalls auf die möglichst effiziente Nutzung von Licht für die Produktion. Der avisierte Produktionsprozess wurde in vorherigen Arbeiten bereits im Labormaßstab in Zusammenarbeit von Fraunhofer IGB und Uni Stuttgart etabliert [3]. Für die Übertragung des Prozesses hin zu einer dezentralen und automatisierten Produktion wurden dennoch umfassende Laborversuche im 6 und 25 Liter Maßstab im Labor benötigt. Diese Versuche zielten einerseits auf ein vertieftes Verständnis des Produktionsprozesses ab, zum Beispiel hinsichtlich der energiesparsamsten und ertragreichsten Prozessführung, vor allem aber auf mögliche Änderungen durch die Nutzung des nährstoffreichen Filtratwassers und dem damit einhergehenden N/P-Verhältnisses. Bei der Kultivierung von Mikroalgen im Labor wird Ammonium üblicherweise aus einer hochdosierten Ammonium-Feedlösung (35000 mg $L^{-1}$) regelmäßig zugegeben. So wird einerseits die Versorgung der Zellen mit Nährstoffen gewährleistet und andererseits kann so dafür gesorgt werden, dass keine wachstumshemmende oder gar toxische Ammoniumkonzentration im Medium erreicht wird. Auf Grund der „geringen“ Ammoniumkonzentration von 600-900 mg $L^{-1}$ im eingesetzten Filtratwasser konnte dieses nicht als solche Feedlösung eingesetzt werden, da das so zugegebene Flüssigkeitsvolumen zu hoch gewesen wäre. Um das Filtratwasser nutzen zu können wurde der Prozess so angepasst, dass das gesamte für einen Zyklus benötigte Ammonium zu Zyklusbeginn im Medium vorgelegt wurde (Details zur Prozessführung siehe unten). Dabei musste darauf geachtet werden, dass die oben beschriebenen negativen Effekte nicht eintraten. Diese Versuche wurden in bestehenden FPA-PBRs mit automatisierter Prozesssteuerung im 6 und 25 Liter Maßstab durchgeführt (siehe Abbildung 25).

*Abbildung 25:* Abbildung der in diesem Projekt verwendeten Photobioreaktorsysteme im 6-Liter-Maßstab in der Laborumgebung (links) sowie im 125-Liter-Maßstab auf der Kläranlage Erbach (Rechts).

Der avisierte Produktionsprozess bestand dabei aus einer zyklischen Abfolge von unterschiedlichen Kultivierungsphasen mit anschließender Ernte (siehe Abbildung 28). Ein Zyklus besteht dabei aus einer nährstoffunlimitierten Wachstums- und einer nährstofflimitierten Limitierungsphase. Die Wachstumsphase diente zur Biomasseproduktion. Hier wurden die Nährstoffe des Filtratwassers durch die Zellen aufgenommen und zur Biomasseproduktion genutzt. In der anschließenden Limitierungshase waren diese Nährstoffe aufgebraucht und wurden auch nicht ersetzt. Auf Grund dieses Nährstoffmangels produzierten die Zellen der Kultur das gewünschte Produkt Chrysolaminarin, da es den Zellen als Kohlenstoff- und Energiespeicher dient. Am Ende der Limitierungsphase wurde ein Teil der Kultur geerntet und der Rest der Kultur mit nährstoffreichem Filtratwasser aufgefüllt, um den nächsten Zyklus zu starten.

Auf der Kläranlage wurde der Chrysolaminarin-Produktionsprozess in einem neuartigen Kultivierungssystem etabliert, welches durch technische Änderungen und Erweiterungen, im Vergleich zu den im Labormaßstab verwendeten Systemen, für den dezentralen und automatisierten Betrieb ausgelegt wurde. Das Volumen von 125 Litern wurde durch die patentierte Verknüpfung von fünf 25 Liter FPA-PBR-Modulen erreicht. Im Vergleich zu den Systemen im Labormaßstab, verfügt dieses System über eine Umwälzpumpe. Diese führt das zur pneumatischen Durchmischung eingesetzte Luft/$CO_2$-Gemisch in einem Kreislauf. Diese Abgasrezyklierung führt zu einer besseren Nutzung des eingesetzten $CO_2$, da auf diese Weise nicht konstant $CO_2$ für die Kontrolle des pH-Wertes zugeführt werden muss. Diese Weiterentwicklung erhöht somit die Nutzungseffizienz des $CO_2$, welche so auf deutlich über 90% steigen kann.

Die Gegebenheiten des Produktionsstandortes in einem Zelt auf der KA Erbach erforderten weitere Anpassungen des Systems, welches eigentlich für den Indoor-Betrieb bestimmt ist. Neben Isolationsmaterialien und einer Heizung als Frostschutz wurde ein Kühlaggregat zur Temperierung bei heißem Wetter verwendet. Dies war nötig, da der avisierte Chrysolaminarin-Produktionsprozess ein schmales Temperaturoptimum bei ca. 20 °C besitzt.

Der dezentrale und automatisierte Betrieb stellte besondere Herausforderungen an die Steuerung des Prozesses. Neben umfangreicher Sensorik zu Messung von optischer Dichte, gelöstem Sauerstoff und $CO_2$ wurde eine Fernwartung neu eingerichtet, die den Remote-Zugriff auf die Anlagen ermöglichte. Außerdem wurden neue, effizientere Beleuchtungsmittel für die Versorgung der Mikroalgen verwendet um die Energieeffizienz des Produktionsprozesses zu steigern.

**Wesentliche Ergebnisse**

Das Photobioreaktorsystem im Projekt RoKKa verfügte über ein doppelseitiges Beleuchtungskonzept, welches auf eine Steigerung von Biomasseproduktivität und Lichtausbeute abzielt. Zunächst wurden dafür Versuche im 6-L-Labormaßstab durchgeführt, welche für die doppelseitige Beleuchtung eine Erhöhung der Biomasseproduktivität, sowie eine effizientere Umwandlung von Licht in Biomasse im Vergleich zur bisher genutzten einseitigen Beleuchtung zeigten (Abbildung 26).

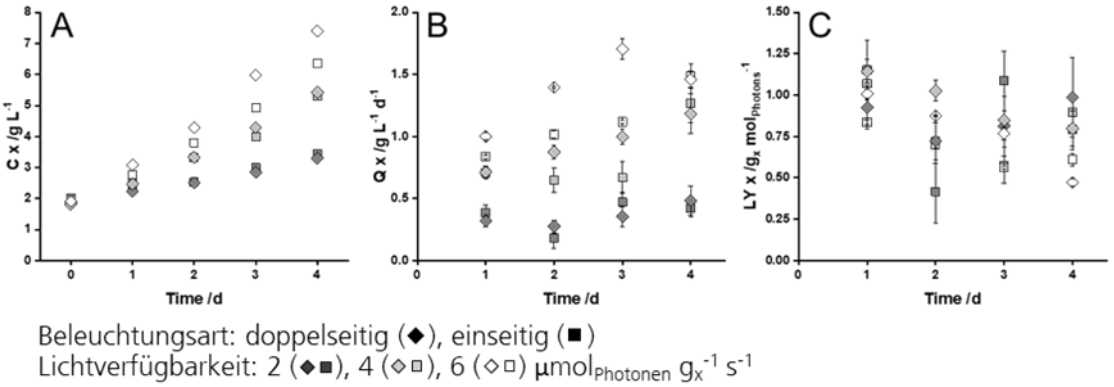



*Abbildung 26: Untersuchung des Wachstumsverhaltens der Mikroalge Phaeodactylum tricornutum in Flachplatten-Airlift Photobioreaktoren im 6-L-Labormaßstab. Das Wachstum der Mikroalge wurde hinsichtlich einer doppelseitigen oder einseitigen Beleuchtung bei drei verschiedenen Lichtverfügbarkeiten untersucht. Neben der Biomassekonzentration (**A**) wurde die volumetrische Biomasseproduktivität (**B**) sowie die Biomasselichtausbeute berechnet (**C**). Es ist zu erkennen, dass mit doppelseitiger Beleuchtung eine höhere Biomasseproduktivität und eine höhere Lichtausbeute erreicht werden kann. Grund dafür ist die bessere Verteilung des Lichts im Photobioreaktor. Bei den dargestellten Werten handelt es sich um Mittelwerte mit Standardabweichung von biologischen Triplikaten.*

Für die Verwendung des Filtratwassers aus der Hochlastfaulung für die Kultivierung von *P. tricornutum* wurde das Filtratwasser zunächst mittels Ultrafiltration von Partikeln und Schwebteilen befreit. Hintergrund war die Hygienisierung des Wassers um eine möglichst reine Mikroalgen-Kultur zu ermöglichen. Des Weiteren zielte dieser Schritt auf die Optimierung des Kultivierungsprozesses im Allgemeinen ab, da die entfernten Teilchen das eingesetzte Licht absorbiert und somit die Produktivität und Lichtausbeute negativ beeinflusst hätten.

Erste Ergebnisse im Labormaßstab legten nah, dass nährstoffreiches Filtratwasser der Hochlastfaulung für die Kultivierung der Mikroalge *P. tricornutum* verwendet werden kann. Die maximal tolerierte Ammonium-Konzentration zu Beginn der Kultivierung lag bei 565 mg $L^{-1}$. Dies entsprach einem Anteil von 70% Filtratwasser im Kultivierungsmedium.

Für die Kultivierung der eingesetzten Mikroalge *P. tricornutum* ist ein Stickstoff zu Phosphorverhältnis von circa 7:1 optimal. Bei diesem Verhältnis können beide Nährstoffe möglichst komplett aufgenommen und zum Wachstum genutzt werden. Aufgrund der im Vergleich zur Ammonium-Konzentration zu geringen Phosphat-Konzentration des Filtratwassers von 20,4 bis 34,5 mg $L^{-1}$ musste für die Versorgung mit Phosphor eine zusätzliche Feed-Lösung verwendet werden. Um dabei nicht auf externes Material zurückgreifen zu müssen, sondern die Nährstoffkreisläufe auf der Kläranlage zu schließen, wurde dazu die Verwendung des im ePhos-Modul produzierten Magnesium-Ammonium-Phosphats (MAP) getestet. Dabei konnte gezeigt werden, dass für die Kultivierung fein gemahlene MAP-Kristalle verwendet werden können (Abbildung 27 a)). Dies ist interessant, da MAP im pH-Bereich

des verwendeten Kultivierungsmediums (ca. pH 7) nur eine sehr geringe Löslichkeit in Wasser aufweist und größtenteils ungelöst vorliegt. Es scheint so, als würden die Algen die (geringe) gelöste Menge aus dem Medium aufnehmen, was dann dazu führt, dass sich weiteres MAP löst, so dass stets eine geringe aber ausreichende Menge Phosphat gelöst im Medium vorliegt (Depot-Wirkung). Auch wenn das MAP zum Großteil als ungelöste Kristalle vorlag, wurde durch diese Partikel weder eine Verringerung der Produktivität noch der Lichtausbeute beobachtet. Wir gehen davon aus, dass dazu die Menge an MAP-Kristallen nicht ausgereicht hat. Darüber hinaus bildet MAP weiße Kristalle, die das Licht nicht absorbieren, sondern lediglich reflektieren. Wichtig ist es jedoch die Kristalle vor den Einsatz möglichst fein zu mahlen.

Die erzielten Ergebnisse zeigen einerseits mögliche Synergie-Effekte zwischen den Modulen des RoKKa-Projektes auf und ermöglichen darüber hinaus den Einsatz einer günstigen Phosphorquelle, die bisher nicht bei der Algenkultivierung eingesetzt wurde.

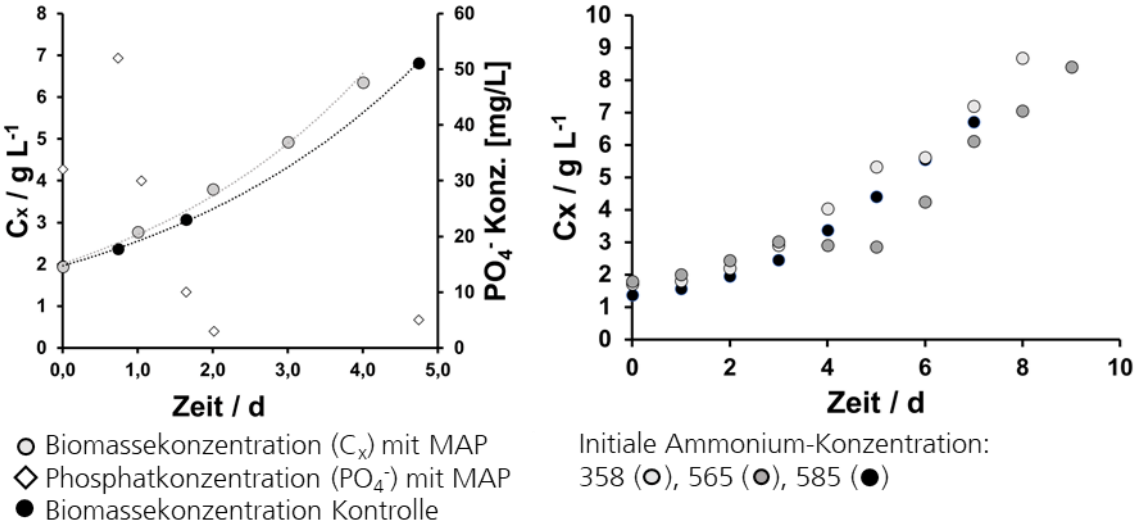



*Abbildung 27: Untersuchung verschiedener Substratströme für das Wachstum von Phaeodactylum tricornutum im Labor- und Pilot-Maßstab. Die Nutzung von kristallinem MAP zeigte keine Abweichung vom Wachstumsverhalten der Kontrolle mit standardisierter Phosphor-Supplementierung. Im gesamten Kultivierungsverlauf war eine Phosphat-Konzentration messbar (A). Bei der Nutzung von Filtratwasser der Hochlastfaulung in verschiedenen Kultivierungen konnte gezeigt werden, dass im gewählten Prozess eine maximale Ammonium-($NH_4$) Konzentrationen von 358, 565 und 585 mg $NH_4^+$ $L^{-1}$ während des Wachstums ohne Produktivitätsverlust toleriert wurden (B).*

Anhand der Laborversuche konnte die Umsetzbarkeit des zyklischen Produktionsprozesses im 6 Liter Maßstab gezeigt und in den 25 Liter-Maßstab übertragen werden. Die Ergebnisse legten nah, dass über eine Dauer von fünf Zyklen eine zuverlässige Produktion von Chrysolaminarin möglich war, bevor das Reaktorsystem gereinigt wurde. Ergebnisse eines solchen Prozesses sind in Abbildung 28 dargestellt und dienten als Grundlage für die Kultivierungen auf der Kläranlage.

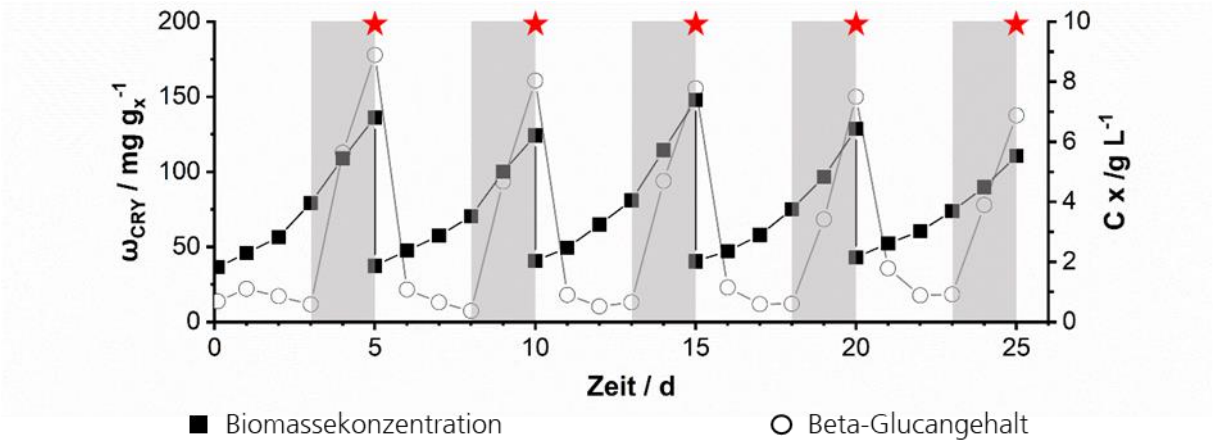



*Abbildung 28: Produktion von Beta-Glucanen mit P. tricornutum im Pendelbetrieb in Laborversuchen. Der Prozess bestand aus nährstoffunlimitierten Phasen in denen Biomasse gebildet wurde und nährstofflimitierten Phasen (grau hinterlegt) in denen Beta-Glucane gebildet wurden. Am Ende eines Zyklus aus Wachstum und Limitierung wurde Beta-Glucan-reiche Biomasse geerntet (roter Stern). Ein Teil der Kultur verblieb als Inokulum für den nächsten Zyklus im Reaktor. Nach Nährstoffzugabe wurde Biomasse gebildet und die Biomassekonzentration stieg an. Der Beta-Glucangehalt sank nach Nährstoffzugabe hingegen ab und nahm erst unter nährstofflimitierten Bedingungen wieder zu.*

Diese Erkenntnisse dienten als Grundlage für die Prozess-Skalierung auf der Kläranlage Erbach. Von September 2023 bis Juni 2024 wurden Kultivierungen im 125 Liter-Maßstab durchgeführt und das Reaktorsystem sowie der Prozess vielfältigen, teilweise ortsbedingten Anpassungen unterzogen. Nach der Inbetriebnahme des Systems im September 2023 wurden nach ersten Kultivierungsversuchen neue Leuchtmittel eingebaut. Diese Anpassung zielte durch eine Verringerung des Rotanteils im Spektralbereich der Leuchtmittel auf eine Verbesserung der Wachstumsbedingungen, insbesondere aber eine verringerte Biofilmbildung innerhalb des Systems ab. Die neu verbauten Leuchtmittel waren zuvor im 25-Liter-Labormaßstab auf ihre Eignung und ihre avisierten positiven Eigenschaften untersucht worden. Zusätzlich wurden im weiteren Verlauf des Betriebs aufgrund der einsetzenden winterlichen Witterung weitere Anpassungen am Reaktorsystem nötig. Durch die Isolierung von Schlauchleitungen und die Inbetriebnahme eines zusätzlichen Wärmeaggregats konnten Kultivierungen auch bei Frost durchgeführt werden.

Nach den beschriebenen Anpassungen des Systems vor Ort erfolgte dann der dezentrale und automatisierte Betrieb von Chrysolaminarin mittels Filtratwasser im neuartigen Photobioreaktorsystem. Der beschriebene zweiphasige Produktionsprozess für Chrysolaminarin konnte im neuen Photobioreaktorsystem auch mit Nutzung von Filtratwasser demonstriert werden (Abbildung 27 b)). Der im Vergleich zu Laborergebnissen verringerte Chrysolaminaringehalt in der Mikroalgenbiomasse von ca. 13% zeigt dabei den Optimierungsbedarf des Systems auf und ist auf die Unterschiede des Laborsystems im Vergleich zur Pilotanlage zurückzuführen. Als Einflussfaktoren wurden dabei unter anderem die schwankende Temperierung, der Abstand der Leuchtmittel sowie das veränderte Durchmischungsverhalten des Kultivierungssystems als mögliche Verbesserungen identifiziert. Die umfangreiche, neu installierte Sensorik ermöglichte eine detaillierte Analyse und Kontrolle des Kultivierungsverlaufs. Neben dem Substratverbrauch sowie der optischen Dichte der Kultur konnte gleichzeitig der Strombedarf des Systems aufgezeichnet werden. Der Verlauf eines Kultivierungszyklus ist in Abbildung 29 exemplarisch dargestellt.

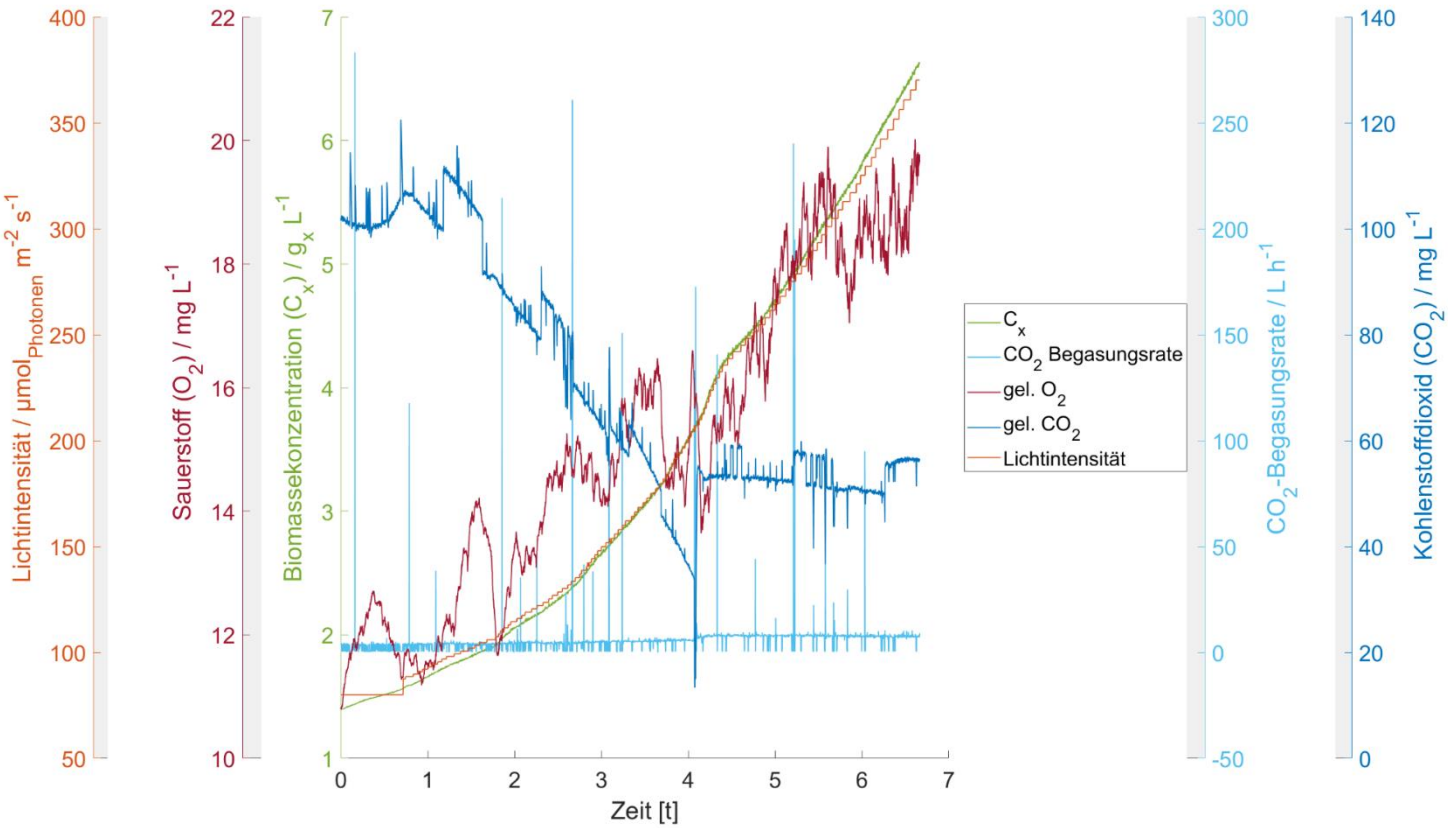



*Abbildung 29: Onlinedaten einer Kultivierung im neuartigen Photobioreaktorsystem auf der KA Erbach. Neben der Biomassekonzentration wurde die Konzentration von gelöstem $CO_2$ und $O_2$ gemessen. Anhand der $CO_2$-Begasungsrate und der eingestellten Lichtintensität konnte der Stromverbrauch und die $CO_2$-Fixierungseffizienz (nicht dargestellt) bestimmt werden. Farbcode entsprechend Legende*

Nach der Auswertung der unterschiedlichen Produktionszyklen konnten verschiedene Leistungskennzahlen identifiziert werden. Die maximale Produktivität lag im Testbetrieb bei ca. 1,5 $g\ L^{-1}\ d^{-1}$, welches sich sehr gut mit den Ergebnissen aus dem Labormaßstab deckt. Die maximal erreichbare Lichtausbeute war mit 0,8 $g\ mol_{Photonen}^{-1}$ niedriger als in den Laborversuchen, die Ausbeuten von über 1 $g\ mol_{Photonen}^{-1}$ erwarten ließen. Die Abweichungen könnten auf den konstruktionsbedingten größeren Abstand der Leuchtmittel von der Photobioreaktoroberfläche im Vergleich zum Laborstand erklärt werden. Ein sehr geringer Abstand verringert die Streuung des Lichts aus dem Spalt zwischen Leuchtmittel und Reaktor. Der Stromverbrauch für die Beleuchtung und damit für das Mikroalgenwachstum konnte mit 100 kWh pro kg Biomasse beziffert werden. In Anbetracht der zuvor beschriebenen Beleuchtungssituation sind hier weitere Verbesserungsmöglichkeiten möglich. Durch weitere Optimierungen soll der Stromverbrauch in Zukunft in Richtung 50 kWh pro kg Biomasse reduziert werden. Durch die Quantifizierung des eingesetzten $CO_2$ konnte anhand der produzierten Biomasse eine $CO_2$-Nutzungseffizienz berechnet werden. Hier konnte in Abhängigkeit von Biomassekonzentration und Lichtintensität eine Ausbeute von bis zu 98 % erreicht werden.

**Zusammenfassung und Schlussfolgerung**

In einem zweistufigen Prozess wurden ß-1,3-1,6-Glucane mit Mikroalgen produziert. Der Prozess bestand aus einer nährstoffunlimitierten „Wachstumsphase“ zur Biomasseproduktion und einer Stickstoff-limitierten „Limitierungsphase“ zur Anreicherung von Beta-Glucanen in der Biomasse. Eine solch gezielte Anpassung der Kultivierungsbedingungen um einen Stoff in der Biomasse anzureichern, wird als „maßgeschneiderte“ Produktion bezeichnet.

Die Algen wurden in geschlossenen Photobioreaktoren (Typ: Flachplatten-Airliftreaktoren) produziert. Auf der Kläranlage in Erbach wurde von September 2023 bis Mai 2024 ein Reaktor mit einem Volumen von 125 L zur Beta-Glucan-Produktion betrieben. Zur Vorbereitung der Kultivierungen auf der Kläranlage wurden außerdem Versuchen in einem Volumen von 6 bis 30 L im Labor durchgeführt. So konnten weitere Faktoren, wie der Einfluss der Nährstoffkonzentration, der verfügbaren Lichtmenge pro Gramm Biomasse, der Einfluss von MAP als Phosphorquelle und Filtratwasser als Mediumbasis untersucht werden.

Im Projekt RoKKa konnten so auf Basis des Filtrats aus der Hochlastfaulung Beta-1,3-1,6-Glucane produziert werden. Dazu wurde der ursprüngliche Produktionsprozess angepasst, um die Ammoniummenge optimal einsetzen zu können. Außerdem wurde MAP aus der ePhos-Anlage als Phosphorquelle etabliert, um das benötigte Verhältnis von Ammonium zu Phosphor (7 zu 1) zu erreichen. Im RoKKa-Projekt konnte somit erfolgreich gezeigt werden, dass mit den auf der Kläranlage zur Verfügung stehenden Ressourcen und Nebenströmen Mikroalgen produziert werden können. Darüber hinaus ist bei einer solchen dezentralen Produktion eine gezielte Produktion von gewünschten Inhaltsstoffen möglich („maßgeschneiderte“ Produktion“).

Hierbei sollte jedoch ein geeigneter Standort gewählt werden. So sind große Temperaturschwankungen problematisch und bedürfen Anpassungen, die zusätzliche Energie kosten. Bei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt besteht die Gefahr, dass die Abluftleitungen des Reaktors einfrieren. Hohe Temperaturen können die Mikroalgenkultur schädigen. So waren im Projekt RoKKa im Hochsommer keine Kultivierungen mit dem Produktionsstamm möglich, da dieser Temperaturen über 20°C nicht toleriert. Trotz zusätzlicher Kühlaggregate führte dies am Standort im Zelt immer wieder zu Problemen.

Auf der Kläranlage produzierte ß-Glucane könnten zum Beispiel in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Zur Entwicklung eines entsprechenden Produkts wurde bereits ein interessierter Industriepartner gefunden. Die Gespräche zu einer zukünftigen Zusammenarbeit laufen gerade.

# 8. Analyse und Reduktion von Lachgasemissionen

Die direkten klimarelevanten Emissionen aus Kläranlagen werden maßgeblich durch das Treibhausgas Lachgas ($N_2O$) bestimmt. Ein Gramm $N_2O$ besitzt ein 273-mal höheres Treibhausgaspotenzial als ein Gramm $CO_2$. Aufgrund seiner hohen Treibhausgaswirkung kann $N_2O$ daher bis zu 80% der Treibhausgasemissionen einer Kläranlage ausmachen. $N_2O$ Emissionen entstehen dabei vor allem in der biologischen Stickstoffelimination während der Nitrifikation und Denitrifikation. Die Optimierung dieser Prozesse hin zu einer emissionsvermeidenden Betriebsweise stellt daher ein relevantes Potenzial im Kontext der Reduktion des $CO_2$-Fußabdrucks einer Kläranlage dar. Konkrete Reduktionsmaßnahmen können dabei auch zu einer allgemeinen Optimierung des Anlagenbetriebs und damit zu Energieeinsparungen und Verbesserungen der Reinigungsleistung führen.

**Methodik**

Die Auswertung früherer großtechnischer Messdaten hat gezeigt, dass die Lachgasemissionen einzelner Kläranlagen starken Schwankungen unterliegen und in Abhängigkeit von anlagenspezifischen Betriebsparametern variieren. Die gemessenen Lachgas-Emissionsfaktoren ($EF_{N2O}$) liegen dabei zwischen 0,01% und 2%. Der $EF_{N2O}$ gibt dabei an, welcher Anteil der Stickstoff-Zulauffracht als Lachgas emittiert wird. Eine Herausforderung besteht darin, dass die gewonnenen Erkenntnisse aufgrund der hohen Komplexität nicht auf jede Kläranlage übertragbar sind. Daher müssen die $N_2O$-Emissionen und die verschiedenen Einflussfaktoren derzeit einzelfall- und anlagenspezifisch betrachtet werden. Zur Ermittlung belastbarer Emissionsfaktoren, die zur Bewertung großtechnisch anwendbarer Minderungsmaßnahmen herangezogen werden können, sind langfristige Messkampagnen auf den jeweiligen Kläranlagen unabdingbar. Auch eine belastbare Bewertung der Wirksamkeit ausgewählter Minderungsmaßnahmen kommt derzeit nicht ohne eine begleitende großtechnische Messkampagne aus.

Auf der Kläranlage Ulm-Steinhäule wurden im RoKKa-Projekt gezielte Messkampagnen gemeinsam mit der Universität Kassel durchgeführt. Dazu wurde der Abluftstrom aus der belüfteten Zone der biologischen Reinigungsstufe mit Hilfe von schwimmenden Hauben (siehe Abbildung 30 und Abbildung 31) beprobt, um die Konzentrationen gasförmiger Bestandteile des Abluftstroms mit hoher zeitlicher Auflösung erfassen zu können. Zusätzlich werden weitere Betriebsparameter wie die Zulaufbelastung der biologischen Reinigungsstufe und die in die Nitrifikationsbecken eingetragene Luftmenge erfasst.

Die Berechnung der emittierten Lachgasfracht erfolgte aus der $N_2O$-Konzentration im Abluftstrom und dem Abluftvolumenstrom. Zusätzlich wurden die zeitgleich aufgenommenen Betriebsparameter herangezogen, um Ursachen und Zusammenhänge für das Emissionsverhalten zu erkennen. Die Untersuchungen und der Vergleich mit den Betriebsparametern ermöglichten die Identifikation von Potenzialen zur gezielten Minderung der Lachgasemissionen wie z. B. die im Rahmen von RoKKa erprobte Stickstoffrückgewinnung aus dem Prozesswasser der Schlammbehandlung.

*Abbildung 30: Ablufthaube zur Erfassung klimarelevanter Emissionen im Belebungsbecken der Kläranlage Ulm-Steinhäule (Bildquelle: variolytics GmbH).*

*Abbildung 31: Anordnung der Messpunkte der $N_2O$-Emissionsmessung in der belüfteten Zone der biologischen Reinigungsstufe der Kläranlage Ulm-Steinhäule (Bildquelle: Umwelttechnik BW GmbH).*

Um die Wirksamkeit ausgewählter Maßnahmen vorab bewerten zu können, wurde von der Universität Kassel mit Hilfe der Simulationssoftware SIMBA# ein digitales Abbild der untersuchten Kläranlage Ulm-Steinhäule erstellt. Dies ist vor allem dann hilfreich, wenn die mittel- bis langfristigen Auswirkungen verschiedener Anpassungen im Anlagenbetrieb untersucht und bewertet werden sollen. Zudem können Betriebskonfigurationen, die bei einer Umsetzung im realen Anlagenbetrieb zu Betriebsstörungen führen könnten, risikofrei untersucht werden. Zur Kalibrierung des digitalen Modells der Kläranlage wurden reale Betriebsdaten und die Ergebnisse der $N_2O$-Monitoringkampagne herangezogen, um ein möglichst realitätsnahes Abbild der Kläranlage darstellen zu können. Besonderes Augenmerk wurde hierbei auf die biologische Reinigungsstufe als primären $N_2O$-Produktions- und Emissionsort gelegt. Da gängige Modellansätze für die biologische Reinigungsstufe die $N_2O$-Produktion und -Emission nicht berücksichtigen, mussten im Rahmen von *RoKKa* bestehende Ansätze dahingehend erweitert werden. Insbesondere bei mechanistischen Modellansätzen ist die detaillierte Aufschlüsselung der Einzelprozesse relevant, da nur so alle Zwischen- und Endprodukte quantitativ korrekt im Modell erfassen werden können.

**Ergebnisse**

Die Daten der Messkampagne auf der Kläranlage Ulm-Steinhäule demonstrieren, dass die Lachgasemissionen im Tages- und Jahresverlauf signifikanten Schwankungen unterliegen. Bei einer Gegenüberstellung mit den Betriebsdaten wurde ersichtlich, dass der Tagesgang der Lachgasemissionen mit dem der Ammoniumfracht im Zulauf der biologischen Reinigungsstufe der Kläranlage korreliert. Der Jahresverlauf der $N_2O$-Monitoringkampagne zeigte deutlich die Notwendigkeit langfristiger Messkampagnen, um die saisonalen Dynamiken der Emissionen zu erfassen. Kürzer gewählte Untersuchungszeiträume könnten hier zu einer deutlichen Unter- bzw. Überbewertung der tatsächlichen Treibhausgasemissionen führen. Im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2023 bis 30.09.2024 wurden insgesamt rund 1.500 kg $N_2O$-N emittiert. Mit einem resultierenden $EF_{N2O}$ von 0,11% über den gesamten Untersuchungszeitraum sind die Lachgasemissionen der Kläranlage Ulm-Steinhäule als vergleichweise gering einzustufen.

Die Ergebnisse der Langzeitmesskampagne belegen, dass selbst niedrige Emissionsfaktoren weiter gesenkt werden können. Aus der Betrachtung des Zusammenhangs zwischen der Belüftungsintensität und der emittierten Lachgasfracht lässt sich ableiten, dass eine Anpassung der Belüftungsstrategie der Nitrifikation ein weiteres relevantes Reduktionspotenzial birgt. Das Ziel besteht hierbei in der Vermeidung einer Überbelüftung und eines Ausstrippens von Treibhausgasen in Zeiten geringer Zulaufbelastung. Sauerstoffmangelbedingungen sind bei einer Anpassung in jedem Fall zu vermeiden, um eine möglichst hohe Reinigungsleistung zu gewährleisten.

Weiterhin bestätigt die Langzeitmesskampagne, dass ca. 10% der Stickstofffracht im Zulauf der biologischen Reinigungsstufe aus der Rückführung von Prozesswasser aus der Schlammbehandlung stammen. Eine Rückgewinnung von Stickstoff aus dem Schlammwasser sowie die damit verbundene Verringerung der Stickstoffrückbelastung in den Hauptstrom führen zu einem zusätzlichen Minderungspotenzial der Lachgasemissionen auf der Kläranlage Ulm-Steinhäule.

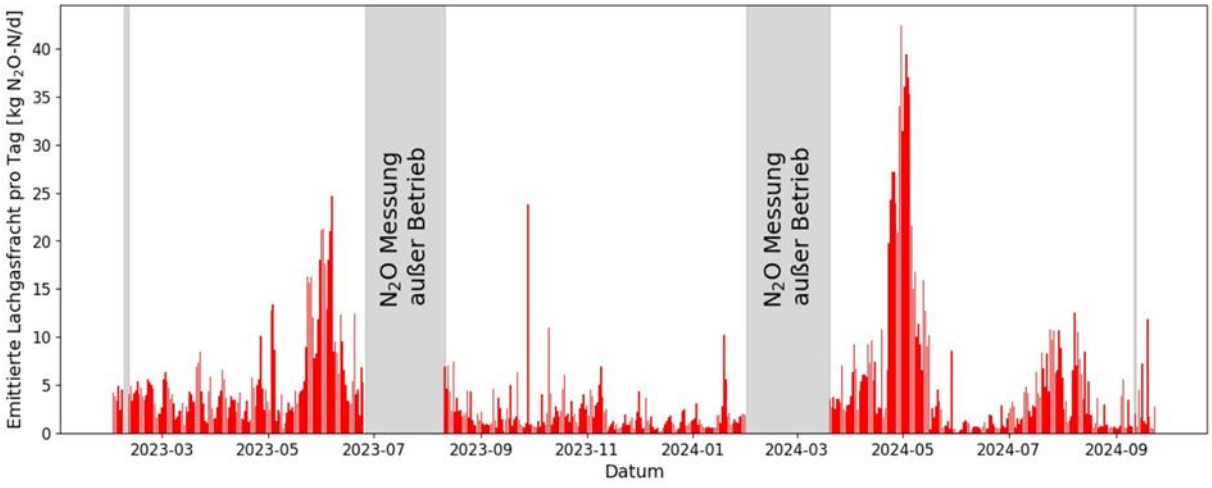



*Abbildung 32: Tägliche emittierte Lachgasfracht der Kläranlage Ulm-Steinhäule für den Zeitraum vom 01.02.2023 bis 30.09.2024.*

Das digitale Modell der Kläranlage konnte aufgrund der zeitlich sehr hoch aufgelösten Datenbasis mit einer hohen Güte kalibriert werden. Die mit dem Modell berechneten täglichen $N_2O$-Emissionen liegen auf einem konstanten Niveau und bilden den gemessenen Tagesgang bei Trockenwetterzufluss gut ab. Es konnte festgestellt werden, dass die in der großtechnischen Messkampagne erfassten $N_2O$-Spitzen nicht zufriedenstellend im Modell abgebildet werden konnten. Für eine Abschätzung von konkreten $N_2O$-Reduktionsmaßnahmen war die Güte des entwickelten Modellansatzes jedoch ausreichend.

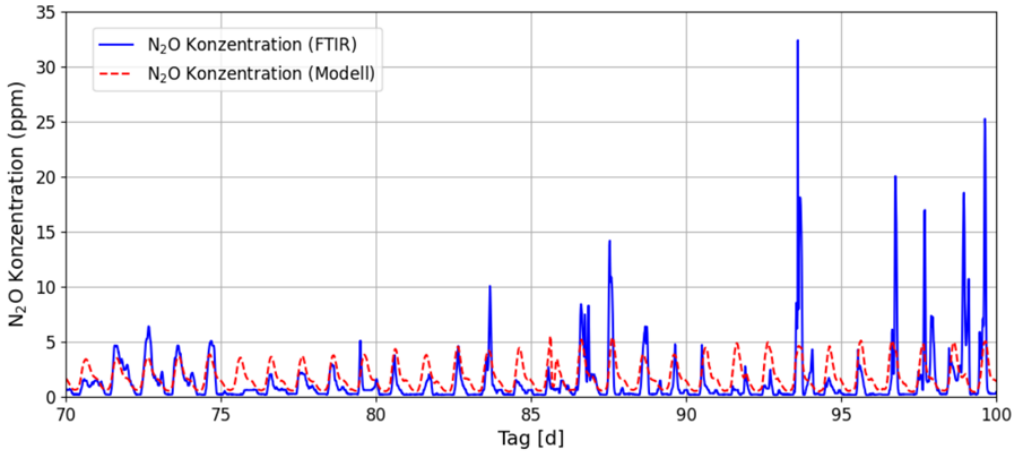



*Abbildung 33: Vergleich der gemessenen $N_2O$-Abluftkonzentration mittels FTIR und der simulierten $N_2O$-Abluftkonzentration in SIMBA#*

**Fazit**

Die Lachgasemissionen der Kläranlage Ulm-Steinhäule sind im aktuellen Betriebszustand als gering einzustufen. Dies ist insbesondere auf die weitgehende biologische Stickstoffelimination in der biologischen Reinigungsstufe zurückzuführen. Dennoch können weitere Minderungspotenziale identifiziert werden, um die Lachgasemissionen weiter zu reduzieren. Die daraus abgeleiteten Minderungsmaßnahmen sind in den realen Anlagenbetrieb zu überführen und auf ihre Wirksamkeit zu überprüfen. Bei der Überprüfung der Wirksamkeit kann das digitale Abbild der Kläranlage im Vorfeld wichtige Hilfestellung leisten. Die Untersuchungen belegen, dass häufig Synergieeffekte zwischen den Minderungsmaßnahmen und der Verbesserung des allgemeinen Anlagenbetriebs bestehen. Auf dem Weg zu einer klimaneutralen Abwasserreinigung wird es darauf ankommen, alle Potenziale zur Minderung der direkten Treibhausgasemissionen auszuschöpfen.

# 9. Ökonomische und ökologische Bewertung

## 9.1 Verwertung der bioökonomischen Produkte

**Vorgehensweise**

Das Projekt RoKKa strebte eine Erweiterung der klassischen Kläranlage von einem Entsorgungsbetrieb hin zu einer Bioraffinerie an. Zukünftig soll Abwasser nicht nur geklärt werden, sondern als Ressource verstanden werden, aus der neue bioökonomische Produkte und Rohstoffe für die Wirtschaft erzeugt werden können. Das Projekt wurde als Add-On Lösung für bestehende Kläranlagen konzipiert und über verschiedene Demonstrationsanlagen in unterschiedlichen Entwicklungsstadien auf der Kläranlage Erbach abgebildet. Selbstverständlich ist diese Erweiterung des „Konzeptes Kläranlage“ mit nennenswerten Kosten und Risiken verbunden. Demgegenüber stehen mögliche Effizienzsteigerungen und Zugewinne durch neue Betätigungsfelder und Absatzmärkte auf Basis innovativer Produkte. Dabei können der Zielmarkt und mögliche Anwendungsfelder selbstverständlich erheblich variieren - je nach Art, Qualität und Menge der gewonnenen Produkte.

Neben eines Stickstoff- und Phosphordüngers (ASL (Ammoniumsulfat) oder Struvit) zielte RoKKa auf die Synthese von Formiat (das Salz der Ameisensäure) und die Kultivierung von Mikroalgen (bzw. daraus zu gewinnende Pflanzenstimulanzien) ab. Im nachfolgenden Kapitel sind die Zielmärkte und erwartete Marktvolumina dieser Produkte kurz dargestellt. Überdies wurden relevante Fragestellungen zu praktischen Einsatzmöglichkeiten der Produkte, rechtlichen Rahmenbedingungen,

Anforderungen und Hindernissen mit Stakeholdern besprochen und, wo möglich, über weitergehende Maßnahmen adressiert.

**Ergebnisse**

Im Falle der erzeugten stickstoffhaltigen Düngemittel spielt die Reinheit der Produkte bzw. die Konzentration der Primärnährstoffe eine entscheidende Rolle. Perspektivisch sollen sie klassische Mineraldünger, wie bspw. Kalkammonsalpeter, ersetzen können.

Grundsätzlich unterlagen die Preise für N-Düngemittel in den letzten Jahren deutlichen Schwankungen. Hauptfaktoren hierfür waren Änderungen bei den Produktionskosten (hpts. durch gestiegene Gaspreise), Nachfrageveränderungen und geopolitische Ereignisse (v.a. der Russland-Ukraine Krieg). Das globale Marktvolumen für Stickstoffdünger wird für das Jahr 2021 mit 107,98 Mrd. USD angegeben und gemäß aktuellen Schätzungen bis auf über 131 Mrd. USD im Jahr 2030 ansteigen[4]. Dies entspricht einem (prognostizierten) Wachstum von über 21%.

Um den ökologischen Impact und die Wirtschaftlichkeit der beiden eingesetzten N-Rückgewinnungsverfahren AmmoRe und Membrandestillation evaluieren und vergleichen zu können, wurde eine Bachelorarbeit betreut, die unterschiedliche Szenarien und Preisentwicklungen untersucht (Marcel Müller, HS Konstanz, „Stoffstromanalyse und Ermittlung des Marktpotentials von Stickstoff aus einer sekundären Rohstoffquelle“). Dabei konnte gezeigt werden, dass sich beide Verfahren deutlich hinsichtlich der Produktionskosten von ASL unterscheiden. Die Wirtschaftlichkeit hängt jedoch in beiden Fällen stark von den Betriebskosten, insbesondere in den Bereichen thermische Energie und Chemikalien (Natronlauge/Waschsoda und Schwefelsäure), ab. Um ein wirtschaftliches Arbeiten zu ermöglichen, müssen die Verfahren zwingend an die herrschenden lokalen Gegebenheiten angepasst (z.B. Abwasserzusammensetzung) und optimal in die bestehende Kläranlagenstruktur integriert werden (Nutzung von Abwärme). Außerdem können erhebliche Potenziale zur Steigerung der Effizienz durch Automatisierung und flexible Leistungsanpassung erschlossen werden. Zum aktuellen Stand ist eine Kostendeckung jedoch nur unter bestimmten Voraussetzungen (bspw. Düngemittelpreis, Energiepreis, etc.) gegeben.

Die erste rechtliche Prüfung ergab indes, dass die erzeugten Düngemittel (ASL, Struvit) unter Berücksichtigung der relevanten Nährstoffgehalte und Kennzeichnungen voraussichtlich gemäß deutscher Düngemittelverordnung (DüMV) bzw. EU-Düngeprodukteverordnung (EU 2019/1009) zugelassen bzw. inverkehrgebracht werden können. Im Gespräch mit verschiedenen Projektpartnern, potenziellen Anbietern und Anwendern wuchs allerdings die Erkenntnis, dass der allgemeine Kenntnisstand zur Herstellung und rechtssicheren Vermarktung sekundärer Düngemittel noch äußerst begrenzt ist und große Unsicherheit herrscht. Als direkte Folge dieses Projektes und anderer Vorhaben mit ähnlich gearteten Problemen wurde das Thema von UTBW aufgegriffen und umfassend in einem separaten „Praxisleitfaden zur Inverkehrbringung und Vermarktung von SERO (sekundäre Rohstoffe) Düngern“ behandelt[5].

Gespräche mit Stakeholdern aus der Düngemittelbranche hinsichtlich der Verwertungsperspektiven zeigten ebenfalls ein gemischtes Bild. Bspw. war von Seiten eines lokalen Produzenten biologischer Düngemittel „eine Ergänzung oder Ersatz“ der Rohstoffbasis „nicht erwünscht“, so lange es möglich ist „die üblichen Phosphat- und Stickstoffquellen in der bekannten und wirksamen Form“ zu erhalten. Ein großer Düngemittel-Händler hingegen zeigte sich interessiert an der hier erzeugten ASL für den Einsatz im Commodity-Bereich und äußerte sich ebenfalls positiv in Bezug auf Struvit. Aus den Gesprächen ging jedoch auch hervor, dass Dünger aus alternativen Quellen dort erst nach ausgiebigen Analysen

[4] https://www.statista.com/statistics/1287682/global-nitrogen-fertilizer-market-size/, letzter Zugriff: 20.01.2025
[5] https://www.umwelttechnik-bw.de/de/biooekonomie-abfall

und Testversuchen in die Vermarktung gebracht werden können. Zusätzlich hat sich gezeigt, dass die erzeugten Mengen im Verhältnis zu den Bedarfen der Düngemittelhändler relativ gering sind. Hier würde sich eine Art Pooling-Verfahren anbieten, wie es bspw. auch im Bereich der Holzasche für kleinere und mittlere Kraftwerke entwickelt wurde[6].

Leider konnten die angestrebten Düngemittel aufgrund von Verzögerungen bei Aufbau und Betrieb der Anlagen und weiteren technischen Schwierigkeiten nicht in der erforderlichen Menge und Qualität hergestellt werden, die einen praktischen Einsatz in Feld- oder Gewächshausversuchen ermöglicht hätten. Damit war auch der ursprünglich geplante Einsatz in der regionalen ökologischen Landwirtschaft nicht möglich.

Ameisensäure (bzw. Formiat) ist eine vielseitige Chemikalie mit zahlreichen industriellen und landwirtschaftlichen Anwendungen. In der chemischen Industrie dient sie beispielsweise als Plattformchemikalie, Katalysator oder Lösungsmittel, wohingegen sie in der Landwirtschaft hpts. zur Konservierung von Tierfutter eingesetzt wird. Laut einer aktuellen Prognose soll der globale Markt für Ameisensäure von 1,6 Mrd. USD im Jahr 2021 auf mehr als das Doppelte (3,85 Mrd. USD) in 2030 wachsen[7].

Die globale Produktion von Algen stieg seit 1950 stetig und lag im Jahr 2019 bei rund 36 mio. Tonnen, wovon Mikroalgen allerdings nur <1% ausmachten. Von den rund 90 europäischen Unternehmen, die im Jahr 2023 kommerziell Mikroalgen kultivierten, waren acht im Anbau von *Phaeodactylum* sp. involviert[8]. Der in RoKKa untersuchte Mikroalgenstamm *Phaeodactylum tricornutum* enthält neben hochwertigen Fettsäuren (bspw. Eicosapentaensäure) und Pigmenten (u.a. Fucoxanthin) auch Beta-Glucane, die perspektivisch als Pflanzenstärkungsmittel eingesetzt werden können und damit den Einsatz von Pestiziden verringern können. Außerdem wird eine Anwendung als Bodenverbesserer geprüft. Dazu werden derzeit Pflanzversuche an der Universität Hohenheim (Institut für Kulturpflanzenwissenschaften, FG Nachwachsende Rohstoffe in der Bioökonomie) durchgeführt, bei denen abschließende Ergebnisse noch ausstehen.

Da die Verfügbarkeit belastbarer Daten sowohl zu Mikroalgen-Spezies und prognostizierten Kultivierungsmengen, als auch zu Beta-Glucan stark limitiert sind, wurden an dieser Stelle Daten zum globalen Markt für Pestizide herangezogen. Dem zugrunde liegt die Annahme, dass alternative Produkte für einen gleichen Anwendungszweck ein ähnlich starkes Wachstum erwarten lassen. Dieser Markt hatte im Jahr 2022 ein Volumen von rund 45,7 Mrd. USD und soll bis 2032 auf ca. das Doppelte (92,6 Mrd. USD) wachsen[9].

**Fazit**

Für alle genannten Produkte bestehen globale und regionale Absatzmärkte und es kann zukünftig von Steigerungen der Nachfrage und der Marktvolumina ausgegangen werden. Allerdings bestehen teils noch technische und regulatorische Hürden, die vorher überwunden werden müssen. Bisher werden diese Rohstoffe oder deren Ausgangsstoffe fast komplett importiert. Eine inländische Rückgewinnung/Erzeugung dient somit direkt der Steigerung von Unabhängigkeit bzw. Resilienz.

Als nächster zentraler Schritt muss nun die Durchführung der Projektideen im großtechnischen Maßstab erfolgen. Auch hier konnten bereits Fortschritte erzielt werden: das ZVK-Klärwerk Steinhäule

---

[6] https://www.uni-hohenheim.de/organisation/publikation/holzaschezertifizierungskonzept-fuer-kleinere-und-mittlere-heizwerke, letzter Zugriff: 29.01.2025
[7] https://www.sphericalinsights.com/de/reports/formic-acid-market, letzter Zugriff: 28.01.2025
[8] https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2023/733114/IPOL_STU(2023)733114_EN.pdf, letzter Zugriff: 28.01.2025
[9] https://www.alliedmarketresearch.com/pesticides-market-A16290, letzter Zugriff: 28.01.2025

in Ulm plant derzeit einige Ideen aus RoKKa umzusetzen und sie damit in die nächste Skalierungsstufe zu überführen.

### 9.2 Bilanzierung der demonstrierten Verfahren

Die RPTU Kaiserslautern konzentrierte sich fachlich unter anderem auf die bilanziellen Auswirkungen der Einbindung der im Pilotmaßstab erprobten Verfahren auf einer Kläranlage. Dabei sollten die folgenden Fragestellungen beantwortet werden:

- Welche energetischen und stofflichen Potenziale können bei Einbindung der Technologien, genutzt werden?
- Wo liegen die Schwachstellen der Technologien im Rahmen einer Ökobilanz?
- Was sind Standortvoraussetzungen für die Einbindung der Pilotverfahren?
- Sind die Stickstoff-Rückgewinnungstechnologien für die Düngemittelproduktion umweltfreundlicher als die klassische Herstellung über das Haber-Bosch-Verfahren?

**Allgemeine Vorgehensweise**

Nach Abschluss des Betriebs der Pilotanlagen wurde von der RPTU für jede Anlage eine Bilanz erstellt, in der die Zu- und Abflüsse einschließlich des Betriebsmittelverbrauchs und des elektrischen und thermischen Energiebedarfs auf Basis der von den Partnern übermittelten Daten eingepflegt wurden. Dabei wurden Mittelwerte aus dem Betrieb verwendet. Die Stoff- und Energieströme der Pilotverfahren wurden in einer Excel-Datei in die Kläranlage Ulm-Steinhäule (siehe unten) „eingebunden“ und zu einer Gesamtbilanz zusammengeführt. Aus dieser Bilanz können somit nicht nur die Verbräuche und deren $CO_2$-Emissionen, sondern auch die Massen an gewinnbaren Produkten abgelesen werden. Hierbei wurde direkt vom Pilotmaßstab auf den industriellen Maßstab hochskaliert, was ein nicht unerhebliches Fehlerpotential – meist zu Ungunsten der neuen Technologien - birgt, aber bereits die Knackpunkte bzw. anstehende Herausforderungen bei der Weiterentwicklung der Technologien sichtbar machen kann.

Als Anwendungsbeispiel wurde die Kläranlage Ulm-Steinhäule gewählt, die für eine Ausbaugröße von 440.000 EW ausgelegt ist. Neben der bereits vorhandenen Klärschlamm-Monoverbrennung mit Fremdschlammannahme wird sie zukünftig auch über eine Klärschlammfaulung verfügen, die in den folgenden Szenarien berücksichtigt wurde. Da die Prozesse teilweise um die gleichen Stoffströme konkurrieren, wurde das folgende Schema zur Verdeutlichung der Volumen- und Massenströme angewendet (Abbildung 34):

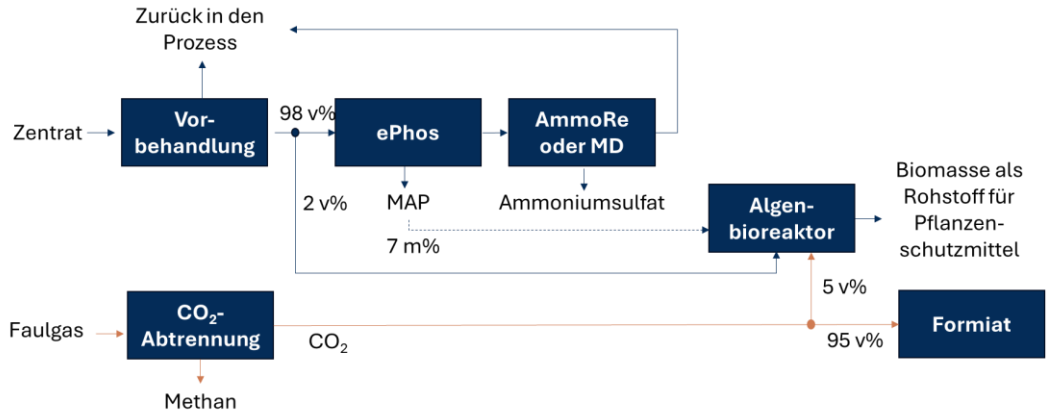



*Abbildung 34: Verteilung der Massen- und Volumenströme zwischen den RoKKa-Anlagen*

**Wesentliche Ergebnisse**

a) Stromverbrauch

Wie in Abbildung 35 zu erkennen ist, verbrauchen die Pilotanlagen, wenn sie alle im Vollstrom der Kläranlage eingebunden werden würden, so viel Strom wie die Kläranlage heute verbraucht. Vor allem die Formiatsynthese ist aufgrund des Wirkprinzips sehr stromintensiv. Diese Technologie ist, verglichen mit den anderen in RoKKa demonstrierten Verfahren, allerdings noch auf einem etwas geringeren Technologie-Reifegrad (TRL 5) und insbesondere das Zelldesign bietet noch Potenzial für eine Reduzierung des elektrischen Energiebedarfes (siehe Abschnitt 6.2), weshalb der genaue Wert mit Vorsicht verwendet und diskutiert werden sollte.

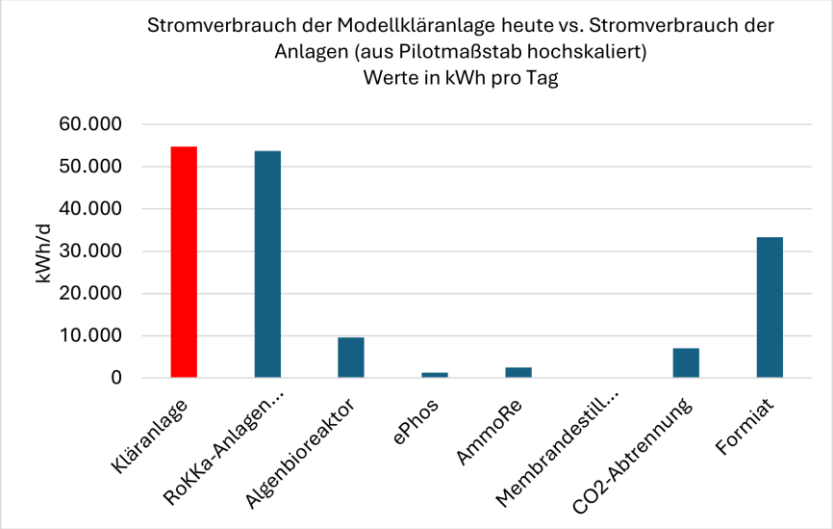



*Abbildung 35: Stromverbrauch der Pilotanlagen im Vergleich mit dem Stromverbrauch der Modell-Kläranlage nach derzeitigem Stand*

b) Wärmebedarf

Die zwei Technologien, die Wärme benötigen, sind die Stickstoffrückgewinnungsverfahren. AmmoRe benötigt weniger als die Membrandestillation, bei der das Temperaturdelta durch eine Kühlung nochmal erhöht wird. Die Membrandestillation würde grob geschätzt die bereitstehende Wärme auf der Kläranlage bei Verwertung des Biogases mit einem Blockheizkraftwerk zu mehr als 80% erfordern, weshalb für die Wärmebereitstellung auch auf die Möglichkeit der Abwärmenutzung von umliegenden Industrien geschaut werden sollte.

**Potenziale zur Rückgewinnung von Wertstoffen und zur Erdgasproduktion**

Die Potenziale wurden ausführlich auch in der RoKKa-Broschüre dargestellt und diskutiert. Für die Modell-KA könnten N-Dünger für ca. 1000 ha und Phosphordünger für ca. 3000 ha (durchschnittliche Düngemittelnutzung, nicht pflanzenbezogen) hergestellt werden. Mit Beta-Glucan als Pflanzenstärkungsmittel kann möglicherweise die Resilienz der Landwirtschaft gestärkt werden. Durch die produzierte Ameisensäure könnten ca. 0,4 % der BASF-Kapazität substituiert werden, was für nur eine Kläranlage mit 440.000 EW ein enormes Potenzial darstellt. Das aufbereitete Erdgas liefert Gas für Haushalte mit ca. 8.000 Einwohnern. Alle Rechnungen und Quellen sind in Referenz [4] aufgeführt.

**Standortvoraussetzungen**

Für die N-Rückgewinnungen sollten die Kläranlagen über Abwärme aus BHKW und/oder der Verbrennung verfügen. Bestenfalls gibt es noch wärmeproduzierende Industrie in der Nähe.

Um Phosphat mittels ePhos® zurückzugewinnen, werden hohe Konzentrationen im Schlammwasser benötigt. Um dies zu erreichen, sind Anlagen mit einer weitergehenden biologischen Phosphorelimination erforderlich.

Eine Faulungsanlage ist von Vorteil, da für die Prozesse ePhos®, AmmoRe, Membrandestillation und darauf aufbauend auch für den Algenbioreaktor hohe Konzentrationen an P bzw. N benötigt werden, die – bei Phosphor je nach Verfahren - nach Faulung im Schlammwasser und nach Verbrennung in den Brüden vorliegen.

**Vergleich der Stickstoffrückgewinnung mit dem Haber-Bosch-Verfahren**

Die Ergebnisse zum Vergleich der Stickstoffrückgewinnung mit dem Haber-Bosch-Verfahren wurden auch in dem Artikel „Einordnung der Stickstoffrückgewinnung auf Kläranlagen als Beitrag zum Klimaschutz und zur resilienten Düngerversorgung“ der Zeitschrift „Wasser & Abfall“ veröffentlicht [5], [6]. Wird Stickstoff nicht rückgewonnen, sondern über das Haber-Bosch-Verfahren gewonnen, muss er auf der Kläranlage unter Energieeinsatz eliminiert werden. Dieses Szenario 1 wurde mit verschiedenen Rückgewinnungstechnologien verglichen. Da die Ammoniumstrippung im Vergleich zu den RoKKa-Anlagen bereits vielfach großtechnisch umgesetzt wurde, ist dies das aussagekräftigste Szenario. Die $CO_2$-Emissionen der Ammoniumstrippung sind ca. 45% geringer als Szenario 1 (Haber-Bosch und N-Elimination auf der Kläranlage), wenn Abwärme genutzt wird. Bei den RoKKa-Anlagen erkennt man die Skalennachteile, da diese Technologien sogar leicht mehr (4 - 25%) $CO_2$ ausstoßen als das Szenario 1. Hierbei ist der Knackpunkt vor allem der Laugeverbrauch, der 70% - 95% des $CO_2$-Austoßes ausmacht, wenn Wärme von der Anlage verwendet wird.

Bei allen Abschätzungen ist zu beachten, dass die Ergebnisse von Pilotanlagen verwendet wurden, die nicht z.B. im Hinblick auf den Energiebedarf optimiert wurden. Viele Parameter können im großtechnischen Betrieb und bei weiterer Verbesserung der erprobten Verfahren verbessert und damit der Strom-, Wärme- und Betriebsmittelbedarf reduziert werden. Die Abschätzungen zeigen vor allem die Knackpunkte der Prozesse und geben Hinweise, wo man am besten ansetzen sollte. Bei den Stickstoffrückgewinnungsverfahren ist es v.a. der Laugebedarf und der Wärmebedarf. Bei den auf Strom und Licht basierenden Technologien, wie dem Algenbioreaktor und der Formiatsynthese geht es v.a. um stromersparende Maßnahmen.

**Zusammenfassung**

Für die Ressourcenrückgewinnung auf Kläranlagen bedarf es geeigneter Randbedingungen und Weiterentwicklungen im Up-Scaling, um gegenüber konventionellen Verfahren, die nicht regenerative Rohstoffe verwenden, in der Ökobilanz besser abzuschneiden. Die Nutzung von Abwärme und erneuerbaren Energien kann dabei eine entscheidende Rolle spielen, insbesondere im Hinblick auf eine erhöhte lokale Unabhängigkeit, die als Treiber dieser Entwicklung fungieren könnte. Neben klassischen Skaleneffekten sollte zudem die Aufwertung qualitativer Vorteile, wie beispielsweise die Unabhängigkeit einer Region, gegenüber rein monetären Vorteilen stärker in den Fokus rücken.

## Literaturverzeichnis

[1] Reyes Alva, Ricardo; Mohr, Marius; Zibek, Susanne: Transmembrane Chemical Absorption Process for Recovering Ammonia as an Organic Fertilizer Using Citric Acid as the Trapping Solution. Membranes 2024, 14, 102. https://doi.org/10.3390/membranes14050102

[2] Reyes Alva, Ricardo; Mohr, Marius; Tovar, Günter; Zibek, Susanne: Recovering Ammonia as Ammonium Citrate and Ammonium Sulfate from Sludge Digestion Liquors Using Membrane Contactors in a Pilot Plant. Membranes 2025, 15(2), 62. https://doi.org/10.3390/membranes15020062

[3] Frick, K., Ebbing, T., Yeh, Y.-C., Schmid-Staiger, U., & Tovar, G. E. M., Influence of light conditions on the production of chrysolaminarin using Phaeodactylum tricornutum in artificially illuminated photobioreactors. MicrobiologyOpen, 12(5), e1378 (2023). https://doi.org/10.1002/mbo3.1378

[4] Hilgenfeldt, V.; Steinmetz, H.: Umsetzungsmöglichkeiten und Potenziale der RoKKa-Technologien. In: Umwelttechnik BW (Hg.): RoKKa- die Kläranlage der Zukunft. Abschlussbroschüre 2024. Online verfügbar unter https://www.umwelttechnik-bw.de/de/biooekonomie-abwasser

[5] Hilgenfeldt, Verena; Schmidtke, Jürgen; Fuchs, Jonathan; Steinmetz, Heidrun (2024): Einordnung der Stickstoffrückgewinnung auf Kläranlagen als Beitrag zum Klimaschutz und zur resilienten Düngerversorgung. In: Wasser Abfall 26 (11), S. 18–23. DOI: 10.1007/s35152-024-1914-3

[6] Hilgenfeldt, Verena; Schmidtke, Jürgen; Fuchs, Jonathan; Steinmetz, Heidrun (2025): Erratum zu: WASSER UND ABFALL 11/2024, „Einordnung der Stickstoffrückgewinnung auf Kläranlagen als Beitrag zum Klimaschutz und zur resilienten Düngerversorgung“ auf Seite 18. In: Wasser Abfall 27 (1-2), S. 9. DOI: 10.1007/s35152-024-1940-1