

Energie- und ressourceneffiziente Gewässerbewirtschaftung

Untersuchungen zum kombinierten Einsatz innovativer Umwälz-/ Belüftungstechnik und
(natürlicher) Biofilmaufwuchsträger im Bereich der Abwasserbehandlung und
Teichbewirtschaftung

Abschlussbericht, Az: 34478

Sabine Lautenschläger, Eric Schieblich, Matthias Franke, Jens Matschke
Unter Mitarbeit von Tom Ziegenbein



Leipzig, 31.07.2023

gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de

Energie- und ressourceneffiziente Gewässerbewirtschaftung

Untersuchungen zum kombinierten Einsatz innovativer Umwälz-/ Belüftungstechnik und
(natürlicher) Biofilmaufwuchsträger im Bereich der Abwasserbehandlung und
Teichbewirtschaftung

Abschlussbericht, Az: 34478

Sabine Lautenschläger, Eric Schieblich, Matthias Franke, Jens Matschke
Unter Mitarbeit von Tom Ziegenbein

Leipzig, 31.07.2023

gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	34478	Referat	Fördersumme 112.379 €	
Antragstitel	Energie- und ressourceneffiziente Gewässerbewirtschaftung – Untersuchungen zum kombinierten Einsatz innovativer Umwälz-/Belüftungstechnik und (natürlicher) Biofilmaufwuchsträger im Bereich der Abwasserbehandlung und Teichbewirtschaftung			
Stichworte	Energieeffizienz, Gewässerbewirtschaftung, Abwasserteiche			
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)	
30 Monate	14.06.2019	31.12.2022	3	
Zwischenberichte				
Bewilligungsempfänger	InfraRes GmbH		Tel +49 341 24762778	
	Coppistraße 82 04157 Leipzig		Fax	
			Projektleitung Dr.-Ing. Sabine Lautenschläger	
			Bearbeiter	
Kooperationspartner	<p>OLOID Solution GmbH, Leipzig Zweckverband Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung Saalfeld-Rudolstadt (ZWA), Saalfeld, Zweckverband Wasser/Abwasser "Obere Saale" (ZWOS), Schleiz, Universität Leipzig, Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement (IIRM), Leipzig, Otto-von-Guericke Universität Magdeburg, Magdeburg, Bildungsverein der Ver- und Entsorgungsunternehmen Thüringen (BVE) e.V., Weimar</p>			
Zielsetzung und Anlass des Vorhabens				
<p>Nach wie vor gelingt es im Hinblick auf die Erreichung des guten Zustands von Grund- und Oberflächengewässern nicht, die Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie zu erfüllen. Neben diffusen Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft stehen auch im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft bisher nicht (zufriedenstellend) gelöste Aufgaben an. Gewässerschutzmaßnahmen wie die der Abwasserbehandlung als Dienstleistung der Daseinsvorsorge gilt es außerdem kosteneffizient und bürgerfreundlich bereitzustellen.</p> <p>Nachhaltige und effiziente Lösungsansätze in der Wasserwirtschaft finden sich oftmals in der intelligenten Kombination naturnaher Verfahrensansätze und technischer Systembausteine. So existieren insbesondere im Bereich der GK1 und GK2 vielfältige Einsatzmöglichkeiten naturnaher und/oder stromlos betriebener Systeme, deren Leistungsfähigkeit und Zuverlässigkeit durch eine intelligente Kombination mit technischen und naturnahen Elementen verbessert werden kann.</p>				

Ziel des Projektes war die Erprobung und Weiterentwicklung eines integrierten Lösungsansatzes der Abwasserbehandlung im ländlichen Raum zur Verbesserung der Gewässerqualität. Zum Einsatz kamen dabei eine innovative Umwälz-/Belüftungstechnik und (natürliche) Biofilmaufwuchsträger in Kombination. Die Untersuchungsergebnisse bildeten die Grundlage für die Definition von Auslegungsparametern für verschiedene, für die Einzugsgebiete der beteiligten Zweckverbände charakteristische Anwendungssituationen.

Bereits bei der Weiterentwicklung des Lösungsansatzes sollten außerdem die mit dem gesamten Lebenszyklus der Abwasserbehandlungsinfrastruktur verbundenen Umweltwirkungen Berücksichtigung finden. Zu ihrer Bewertung galt es praxismethoden und Indikatoren zur Anwendung zu bringen. Dadurch sollte eine deutliche Verbesserung der Nutzen-Kosten-Relation sowie der Energie- und Ressourceneffizienz der Gewässerbewirtschaftung erreicht werden. Beispielsweise war mit Einsparungen des Energieverbrauchs im Vergleich zu herkömmlichen Belüftern von ca. 50% zu rechnen. Zur Steigerung der Akzeptanz von Maßnahmen des Gewässerschutzes und zur Verbesserung der Wissensbasis und der Fertigkeiten sollten zusätzlich ausgewählte Kommunikations- und Umweltbildungsmaßnahmen initiiert werden.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Zur Untersuchung und zum Nachweis der Eignung des konzeptionellen Ansatzes wurden folgende Forschungs- und Entwicklungsarbeiten durchgeführt: Weiterentwicklung und Erweiterung der theoretischen Grundlagen durch experimentell/praktische Versuche zunächst im Technikum-Maßstab im Bypass auf einem Kläranlagenstandort in Thüringen. Aufbauend auf den weiterentwickelten theoretischen Grundlagen und Versuchsergebnissen wurden Bemessungsansätze für die speziellen Rahmenbedingungen und Anlagenbestände der am Projekt beteiligten Abwasserzweckverbände abgeleitet. Ausgewählte, besonders zielversprechende Anlagenkonfigurationen wurden auf Abwasserteichen der beteiligten Abwasserzweckverbände umgesetzt und die erzielbaren Reinigungsleistungen überprüft und überwacht. Außerdem wurden Betriebsführungs- und Erfahrungswerte gesammelt und dokumentiert. Zum Einsatz kam auch eine solarbetriebene Bauweise, um die mit dem daraus resultierenden Teilzeitbetrieb erzielbaren Reinigungsleistungen zu untersuchen.

Zusätzlich zur Untersuchung der erzielbaren Reinigungsleistung in Abhängigkeit von Größe und Anordnung der (natürlichen) Biofilmaufwuchsträger und Umwälz-/Belüftungseinrichtungen wurde die Ausstattung und Entwicklung der Wurzeloberfläche als Biofilmaufwuchsträger beobachtet und dokumentiert. Hierzu liegen bisher nur wenige wissenschaftliche Untersuchungen vor. Die Flächenermittlung erfolgte mittels MRT. Weiterhin fanden Untersuchungen zur Durchströmung und Belüftungsleistung statt. Die Durchströmung wurde mit umweltverträglichen Tracern sichtbar gemacht. Die Verbesserung der Durchströmung und die Vermeidung von Totzonen in allen Teichen ist ein essentieller Optimierungspunkt für den Erfolg der Anwendung, da die Biofilme an den Wurzeln der schwimmenden Teichinseln eine Anströmung benötigen und Totzonen zur Reduktion der Leistungsfähigkeit der Teichkläranlagen führen.

Über eine Ökoeffizienzanalyse und Variantenvergleiche mit alternativen, (naturnahen und technischen) Lösungsansätzen wurden die lebenszyklusweiten Kosten und Umweltwirkungen von Bau und Betrieb verschiedener konzeptioneller Ansätze zur Ableitung von Optimierungspotenzialen und zur Entscheidungsunterstützung bei der Auswahl von Gestaltungs- und Konzeptalternativen transparent gemacht. Verschiedene Gestaltungs- und Bemessungsansätze wurden bezüglich der über den gesamten Lebenszyklus entstehenden Kosten und Umweltwirkungen (z. B. Stromverbrauch, Materialeinsatz und Transport für Wartung und Instandhaltung, Flächenverbrauch sowie Emission klimaschädlicher Gase) bewertet.

Auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse zur Reinigungsleistung sowie der ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit des Lösungsansatzes wurde das Einsatzpotenzial des Behandlungskonzeptes abgeschätzt. Gemeinsam mit den Abwasserzweckverbänden wurden weitere Einsatzbereiche z. B. aus dem Bereich der Regenwasserbewirtschaftung diskutiert. So ist diese Kombinationslösung auch für eutrophierte oder von der Eutrophierung gefährdete Gewässer als weiterführende Lösung zur Reduktion der Stickstoffbelastungen anzusehen.

Die Durchführung des Projekts wurde von einem Fachbeirat begleitet.

Ergebnisse und Diskussion

Durch den Einsatz des untersuchten Anlagenkonzeptes im Technikum-Maßstab und auf bestehenden Abwasserteichen (GK 1) in Thüringen konnten Verbesserungen und Stabilisierungen der Ablaufwerte besonders hinsichtlich CSB und BSB sowie abfiltrierbare Stoffe nachgewiesen werden. Die Reinigungsleistungen bei den Stickstoffparametern unterschieden sich je nach Anlagenstandort, sind insgesamt aber als gut zu beschreiben, zeitweise wurden sogar die Grenzwerte für GK 3 bis GK 5 (10 mg/l NH₄-N) unterschritten. Außerdem konnte anhand der Bilanzierung der gemessenen Stickstoffparameter eine simultan ablaufende Denitrifikation anhand der Reduktion des Gesamtstickstoffs im Teich 1 beobachtet werden. Bei ausreichender Sauerstoffversorgung wurden Reinigungsleistungen (NH₄-N) über 50 % bis maximal 90,9 % nachgewiesen (Standort Günterode). Die Reinigungsleistung bzgl. Gesamtstickstoff (Nges) lag bei über 50 % und maximal 74,2 % (Standort Günterode) bzw. über 80 % (Standort Schleiz). Verbreitete niedrige Abwassertemperaturen sowie zeitweise nicht optimale Sauerstoffversorgung durch die solarbetriebenen OLOIDe führte zu stark schwankenden Reinigungsleistungen bzgl. NH₄-N und Nges am Standort Witzendorf.

Somit kann diese Kombinationslösung eine gute Alternative zum Neubau, aber insbesondere auch für die Umrüstung bestehender Anlagen darstellen. Der Flächenverbrauch kann gegenüber konventionell belüfteten Teichen verkleinert werden, da sich die Reinigungsleistung durch die erhöhte Biofilmverfügbarkeit verbessert. Der reine Solarbetrieb muss derzeit jedoch noch als nicht empfehlenswert eingestuft werden.

Auch die Wirtschaftlichkeit des Lösungsansatzes konnte im Vergleich zu alternativen Behandlungskonzepten nachgewiesen werden. Dies gilt insbesondere für eine mögliche Nachrüstung bestehender Teiche. Die zusätzlichen Anlagenteile (Mehrkosten) können nur bei höheren Anforderungen (Stickstoffparameter) gerechtfertigt werden, da diese mit konventionellen belüfteten TKA nicht zuverlässig eingehalten werden können.

Der Einsatz von OLOIDen ermöglicht eine besonders energieeffiziente und damit klimaschonende Abwasserbehandlung. Für größere Ausbaugrößen (ab ca. 300 EW) ist allerdings, u. a. aus Wirtschaftlichkeitsaspekten, die Zuschaltung anderer Belüftungsaggregate notwendig, wodurch die Klimaschutzleistung reduziert wird.

Aufbauend auf den Untersuchungsergebnissen zu Reinigungs-, Klimaschutzleistung und Wirtschaftlichkeit konnten Bemessungsempfehlungen für verschiedene Ausbaugrößen abgeleitet werden.

Die beteiligten Abwasserzweckverbände bestätigen den anhaltenden Bedarf an leistungsstarken, energie- und kosteneffizienten Lösungen für den ländlichen Raum, auch vor dem Hintergrund des demografischen Wandels und der Möglichkeit der Weiternutzung vorhandener Anlagenbestände.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Die Projektergebnisse werden mit dem zugehörigen Abschlussbericht veröffentlicht, der über die Webseiten der DBU und der Projektpartner öffentlich zugänglich gemacht wird.

Zur Steigerung der Akzeptanz von Maßnahmen des Gewässerschutzes und zur Verbesserung der Wissensbasis und der Fertigkeiten sollen zusätzlich ausgewählte Kommunikations- und Umweltbildungsmaßnahmen initiiert werden. Mit dem Bildungsverein der Ver- und Entsorgungsunternehmen Thüringen (BVE) e.V., Weimar wurden Gespräche aufgenommen, um die Untersuchungsergebnisse des Projektes und aktuelle wissenschaftliche Erkenntnisse im Themenbereich in die Praxis zu überführen und zielgruppenadäquat aufzubereiten. Es wurden Möglichkeiten zum Aufbau und zur Durchführung von (Weiter-)Bildungsangeboten diskutiert und angestoßen. Weiterbildungsbedarf wird u. a. im Umgang mit naturnahen Lösungen, zu methodischen Ansätzen der THG-Bilanzierung sowie Landnutzung in der Wasserwirtschaft und Einsatzmöglichkeiten multikriterieller Bewertungsansätze zur Berücksichtigung der Multifunktionalität naturnaher Lösungsansätze gesehen.

Zu den Ergebnissen der Ökoeffizienzanalyse ist eine weitere Fachveröffentlichung geplant. Sie bilden außerdem die Grundlage für weitere Arbeiten zur verstärkten Berücksichtigung von Informationen zu Material-, Umwelt- und Ressourcenschonung in i) der Produktentwicklung sowie ii) bei Planung, Variantenvergleichen und (öffentlichen) Ausschreibungen der Abwasserzweckverbände.

Ein Workshop mit den Projektpartnern zur Vermittlung von Wissen und Methodenkompetenz zur Berücksichtigung der entwickelten Informationen, Indikatoren und Kennzahlen, mit dem Ziel umweltrelevante bzw. nachhaltigkeitsbezogene Aspekte stärker in Produktentwicklung und Planungen von KMU sowie bei (öffentlichen) Ausschreibungen zur Anwendung zu bringen (integrierter Ökodesign-Ansatz) stellt eine weitere der geplanten Kommunikations- und Umweltbildungsmaßnahmen bzw. des Knowhow-Transfers dar.

Fazit

Der untersuchte Lösungsansatz ermöglicht bei erhöhten Reinigungsanforderungen eine kosteneffiziente, klima- und ressourcenschonende Abwasserbehandlung. Er eignet sich insbesondere für kleinere Anlagen (GK 1 bis 2) sowie bei vorhandener Mischwasserkanalisation. Nicht zuletzt bei anstehenden Sanierungen vorhandener Abwasserteiche, sollte eine Ertüchtigung anstatt Neubau geprüft werden.

Zusätzliche Optimierungspotenziale sowie weiterer Forschungsbedarf bestehen u. a. in der weiteren Qualifizierung der Gestaltung geeigneter Pflanzschemata, mehr Erfahrungen zum Pflegeaufwand und -bedarf der Teichmatten sowie zum Einfluss auf den Schlammfall und daraus ggf. resultierende Mehrkosten. Auch sollte auf eine Verringerung des Schlammfalls in den Teichen durch Rückhalt von Schlämmen und Feststoffen in den Teichen vorgeschalteten Vorklärstufen hingewirkt werden.

Inhaltsverzeichnis

PROJEKTKENNBLETT	III
ZUSAMMENFASSUNG	
1 HINTERGRUND UND ZIELSTELLUNG DES PROJEKTES	1
2 DAS ANLAGENKONZEPT	2
2.1 GRUNDPRINZIP	2
2.2 ALLGEMEINE ANFORDERUNGEN AN BAU UND BETRIEB VON ABWASSERTEICHEN	4
2.2.1 <i>Anforderungen an Gestaltung und Bemessung von Abwasserteichen, DWA-Arbeitsblatt 201</i>	4
2.2.2 <i>Anlagenbestand in Deutschland, Schwerpunkt Thüringen</i>	4
2.3 BEMESSUNGSRELEVANTE PARAMETER	5
3 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM UND ERGEBNISSE (ERZIELBARE REINIGUNGSLEISTUNG)	7
3.1 UNTERSUCHUNGSSTANDORTE UND -ANORDNUNGEN	7
3.1.1 <i>Versuchsanordnungen am Untersuchungsstandort Witzendorf, Thüringen</i>	7
3.1.2 <i>Versuchsanordnungen am Untersuchungsstandort Schleiz, Thüringen</i>	8
3.2 UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE (ERZIELBARE REINIGUNGSLEISTUNG)	9
3.2.1 <i>Parameter CSB</i>	9
3.2.2 <i>Parameter BSB 5</i>	13
3.2.3 <i>Parameter Stickstoff (Reinigungsleistung der Nitrifikation und Denitrifikation)</i>	15
3.2.4 <i>Parameter Abfiltrierbare Stoffe (AFS in mg/l)</i>	19
3.2.5 <i>Parameter Phosphor</i>	20
3.3 PFLANZENAUSWAHL UND ERFORDERLICHE GRÖÖE DER TEICHMATTEN	22
3.4 ANMERKUNGEN ZU WEITEREN UNTERSUCHUNGSERGEBNISSEN AN EINEM DRITTEN STANDORT	30
3.5 ZWISCHENFAZIT REINIGUNGSLEISTUNG	31
3.6 BETRIEBSERFAHRUNGEN	31
4 ÖKOLOGISCHE NACHHALTIGKEIT DES UNTERSUCHTEN VERFAHRENSTECHNISCHEN ANSATZES	32
4.1 OPTIMIERUNG DES ANLAGENDESIGNS	33
4.1.1 <i>Teichgröße und Energiebedarf für die Belüftung</i>	33
4.1.2 <i>Relevanz sonstiger Anlagen- und Prozessbestandteile, auch im Vergleich mit anderen Anlagenkonzepten</i>	36
4.1.3 <i>Empfehlungen zur Minimierung des ökologischen Fußabdruckes</i>	37
4.2 ÖKOEFFIZIENZ: BERÜCKSICHTIGUNG UNTERSCHIEDLICHER REINIGUNGSLEISTUNGEN	39
4.3 WEITERE ÖKOLOGISCHE ASPEKTE VON ABWASSERTEICHEN	39
5 NACHHALTIGKEIT: LEBENSZYKLUSKOSTEN (LCC)	42
5.1 WIRTSCHAFTLICHKEIT DES ANLAGENKONZEPTES	42
5.1.1 <i>Kostenvergleich zum Zusammenhang Teichgröße und Energiebedarf für die Belüftung</i>	43
5.1.2 <i>Kostenvergleich mit anderen Anlagenkonzepten</i>	45
5.2 ABSCHLIEÖENDE BEURTEILUNG DER WIRTSCHAFTLICHKEIT DES UNTERSUCHTEN KONZEPTES	46
6 EMPFOHLENES ANLAGENDESIGN, NEUBAU	47
7 FAZIT	48
8 LITERATURVERZEICHNIS	50
9 ANHANG: ZENTRALE ANNAHMEN DER KAPITEL 4 UND 5 IN DER BASISVARIANTE, BEZUGSJAHR 2020...	54

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anzahl Teichkläranlagen (TKA) in Deutschland und Thüringen (Eigene Auswertung nach DWA 2020/2021)	5
Tabelle 2: Notwendiger Bedeckungsgrad mit Teichmatten für verschiedene Teichoberflächen pro EW auf Basis der nach DWA-A 222 (DWA 2011) vorgegebenen Mindestaufwuchsflächen für Nitrifizierung	29
Tabelle 3: Empfehlung zum Anlagendesign - Gestaltung und Ausstattung nach Anlagengröße	47

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Basisschema Anlagendesign	3
Abbildung 2: Mit solarbetriebenen OLOIDen ertüchtigte TKA Witzendorf, Thüringen	8
Abbildung 3: Versuchsanordnung 1 (links) und 2 (rechts) im Teich 1, TKA Witzendorf, Thüringen	8
Abbildung 4: Versuchsanordnung am Kläranlagenstandort Schleiz, Thüringen I	9
Abbildung 5: Versuchsanordnung am Kläranlagenstandort Schleiz, Thüringen II	9
Abbildung 6: Messwerte CSB in logarithmischer Skalierung Y-Achse (Standort: Witzendorf)	10
Abbildung 7: Vergleichsprobe Container 1 (links) und 2 (rechts) im Becherglas	11
Abbildung 8: Messwerte CSB in logarithmischer Skalierung Y-Achse (Standort: Schleiz)	11
Abbildung 9: Entwicklung Reinigungsleistung CSB (Standort: Witzendorf)	12
Abbildung 10: Entwicklung Reinigungsleistung CSB (Standort: Schleiz)	13
Abbildung 11: Messwerte BSB 5 in logarithmischer Skalierung Y-Achse (Standort: Witzendorf)	14
Abbildung 12: Entwicklung Reinigungsleistung BSB 5 (Standort: Witzendorf)	15
Abbildung 13: NH4-N Ammoniumstickstoff in logarithmischer Skalierung Y-Achse (Standort: Witzendorf)	16
Abbildung 14: Nitrifikationsleistung im Projektzeitraum (Standort: Witzendorf)	17
Abbildung 15: NH4-N Ammoniumstickstoff in logarithmischer Skalierung Y-Achse (Standort: Schleiz)	18
Abbildung 16: Nitrifikationsleistung im Projektzeitraum (Standort: Schleiz)	18
Abbildung 17: Entwicklung des Parameters AFS während der Projektlaufzeit in logarithmischer Skalierung Y-Achse am Standort Günterode (Schieblich & Lautenschläger 2022)	20
Abbildung 18: Entwicklung der Messwerte für o-PO4 im Projektzeitraum (Standort: Witzendorf)	20
Abbildung 19: o-PO4 Reinigungsleistung (Standort: Witzendorf)	21
Abbildung 20: Entwicklung der Messwerte P-Gesamt (Standort: Schleiz)	22
Abbildung 21: Segge mit enormem Wurzelvorhang	24
Abbildung 22: Gauklerblume mit kurzen, doch vereinzelt sehr langen Wurzeln mit hoher Anzahl und Bewuchs	24
Abbildung 23: Igelkolben mit mäßig langen Wurzeln, doch hohe Anzahl und guter Bewuchs	25
Abbildung 24: Blaugrüne Binse mit kurzen Wurzeln, doch in hoher Anzahl und mit viel Bewuchs	25
Abbildung 25: Sumpf-Dotterblume mit sehr kurzen und wenigen Wurzeln	25
Abbildung 26: Blutweiderich mit eher kurzen Wurzeln, mittlere Anzahl und nur mäßiger Bewuchs ..	26
Abbildung 27: Scheinzypergras-Segge sehr hoch gewachsen, doch sehr kurze und wenige Wurzeln .	26
Abbildung 28: Teichmattenausschnitt vom Standort Günterode nach zweijährigem Anlagenbetrieb (rechts) sowie dessen Ausbau im April 2021 (links, Bildrechte: Eichsfeldwerke)	27
Abbildung 29: Luftbildaufnahme Teichkläranlage Günterode im Herbst 2019, Versuchsanordnung 1 (Bildrechte: Eichsfeldwerke)	30
Abbildung 30: Lebenszyklusperspektive (hier am Beispiel der DIN EN 15 804 (DIN 2020))	33
Abbildung 31: GWP-gesamt in t CO2-Äq. bei 50 EW, Abbildung 32: GWP-gesamt in t CO2-Äq. bei 200 EW	34
Abbildung 33: GWP-gesamt in t CO2-Äq. bei 500 EW, Abbildung 34: GWP-gesamt in t CO2-Äq. bei 1000 EW	34
Abbildung 35: Ökosystemleistungen von Abwasserteichen	40
Abbildung 36: Barwert in € für verschiedene spezifische Teichgrößen und Strompreise, 50 EW	43
Abbildung 37: Barwert in € für verschiedene spezifische Teichgrößen und Strompreise, 200 EW	43
Abbildung 38: Barwert in € für verschiedene spezifische Teichgrößen und Strompreise, 500 EW	43
Abbildung 39: Barwert in € für verschiedene spezifische Teichgrößen und Strompreise, 1000 EW	43

Abbildung 40: Vergleich der Barwerte in € verschiedener Belüftungsvarianten, 50 EW	44
Abbildung 41: Vergleich der Barwerte in € verschiedener Belüftungsvarianten, 200 EW	44
Abbildung 42: Vergleich der Barwerte in € verschiedener Belüftungsvarianten, 500 EW	44
Abbildung 43: Vergleich der Barwerte in € verschiedener Belüftungsvarianten, 1000 EW	44
Abbildung 44: Anwendungsbeispiel 200 EW Ausbaugröße	46
Abbildung 45: Basisschema zum empfohlenen Anlagendesign ohne Berücksichtigung der Gestaltung der Vorbehandlung und vorgelagerter Kanalnetzabschnitte	47

Abkürzungsverzeichnis

AbwV	Abwasserverordnung
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
Ca.	circa
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
EMSR	Elektrische Mess-, Steuer- und Regelungstechnik
EW	Einwohnerwerte
GmbH	Gesellschaft mit beschränkter Haftung
GB	Great Britain
GK	Größenklasse
GWP	Global Warming Potential
ISO	International Organization for Standardization
LC	Lebenszyklusphasen
LCA	Life cycle assessment
LCC	Lebenszykluskosten
MO	Mikroorganismen
MRT	Magnetresonanztomographie
ÖSL	Ökosystemleistung
PV	Photovoltaik
SRK	Stauraumkanal
STK	Scheibentauchkörper
TAB	Thüringer Aufbaubank
Tsd.	Tausend
TKA	Teichkläranlage
VK	Vorklärung
WAZ	Zweckverband Wasserversorgung und Abwasserentsorgung Obereichsfeld
ZWA	Zweckverband Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung Saalfeld-Rudolstadt

Zusammenfassung

Nachhaltige und effiziente Lösungsansätze in der Wasserwirtschaft finden sich oftmals in der intelligenten Kombination naturnaher Verfahrensansätze und technischer Systembausteine. So existieren insbesondere im Bereich der Größenklassen (GK) 1 und 2 vielfältige Einsatzmöglichkeiten naturnaher und/oder stromlosbetriebener Systeme, deren Leistungsfähigkeit und Zuverlässigkeit auf diese Weise verbessert werden kann. Ziel des Projektes war die Erprobung und Weiterentwicklung eines integrierten Lösungsansatzes der Abwasserbehandlung im ländlichen Raum zur Verbesserung der Gewässerqualität. Zum Einsatz kamen dabei eine innovative Umwälz-/Belüftungstechnik und (natürliche) Biofilmaufwuchsträger in Kombination.

Aufbauend auf der Weiterentwicklung der theoretischen Grundlagen zum Behandlungskonzept fanden experimentell/praktische Versuche zunächst im Technikum-Maßstab im Bypass auf einem Kläranlagenstandort in Thüringen statt. Daraus wurden Bemessungsansätze für die speziellen Rahmenbedingungen und Anlagenbestände der am Projekt beteiligten Abwasserzweckverbände abgeleitet. Ausgewählte, besonders zielversprechende Anlagenkonfigurationen wurden auf Abwasserteichen der beteiligten Abwasserzweckverbände umgesetzt und die erzielbaren Reinigungsleistungen überprüft. Außerdem wurden Betriebsführungs- und Wartungserfahrungen gesammelt und dokumentiert. Zum Einsatz kam auch eine solarbetriebene Bauweise, um die mit dem daraus resultierenden Teilzeitbetrieb erzielbaren Reinigungsleistungen zu untersuchen.

Durch den Einsatz des untersuchten Anlagenkonzeptes konnten Verbesserungen und Stabilisierungen der Ablaufwerte besonders hinsichtlich CSB und BSB sowie abfiltrierbare Stoffe nachgewiesen werden. Die Reinigungsleistungen bei den Stickstoffparametern unterschieden sich je nach Anlagenstandort, sind insgesamt aber als gut zu beschreiben, zeitweise wurden sogar die Grenzwerte für GK 3 bis GK 5 (10 mg/l NH₄-N) unterschritten. Die Reduktion des Gesamtstickstoffs deutet auf eine simultan ablaufende Denitrifikation hin. Auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse zur Reinigungsleistung sowie der ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit des Lösungsansatzes wurde das Einsatzpotenzial des Behandlungskonzeptes abgeschätzt. Und Bemessungsempfehlungen für unterschiedliche Ausbaugrößen abgeleitet.

Der untersuchte Lösungsansatz ermöglicht bei erhöhten Reinigungsanforderungen eine kosteneffiziente, klima- und ressourcenschonende Abwasserbehandlung. Er eignet sich insbesondere für kleinere Anlagen (GK 1 bis 2) sowie bei vorhandener Mischwasserkanalisation. Nicht zuletzt bei anstehenden Sanierungen vorhandener Abwasserteiche, sollte eine Ertüchtigung anstatt Neubau geprüft werden. Der reine Solarbetrieb muss derzeit jedoch noch als nicht empfehlenswert eingestuft werden.

Zusätzliche Optimierungspotenziale sowie weiterer Forschungsbedarf bestehen u. a. in der weiteren Qualifizierung der Gestaltung geeigneter Pflanzschemata, mehr Erfahrungen zum Pflegeaufwand und -bedarf der Teichmatten sowie zum Einfluss auf den Schlammfall und daraus ggf. resultierende Mehrkosten. Auch sollte auf eine Verringerung des Schlammfalls in den Teichen durch Rückhalt von Schlämmen und Feststoffen in den Teichen vorgeschalteten Vorklärstufen hingewirkt werden.

Die Projektdurchführung erfolgte in Kooperation der folgenden Institutionen: InfraRes GmbH, Leipzig; OLOID Solution GmbH, Leipzig; Zweckverband Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung Saalfeld-Rudolstadt (ZWA), Saalfeld; Zweckverband Wasser/Abwasser "Obere Saale" (ZWOS), Schleiz, Universität Leipzig, Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement (IIRM), Leipzig, Otto-von-Guericke Universität Magdeburg, Magdeburg sowie Bildungsverein der Ver- und Entsorgungsunternehmen Thüringen (BVE) e.V., Weimar.

Das Projekt wurde mit Mitteln der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert (AZ 34478) und durch einen Fachbeirat begleitet.

1 Hintergrund und Zielstellung des Projektes

Nach wie vor gelingt es im Hinblick auf die Erreichung des guten Zustands von Grund- und Oberflächengewässern nicht, die Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie flächendeckend zu erfüllen. Neben diffusen Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft stehen auch im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft bisher nicht (zufriedenstellend) gelöste Aufgaben an.

Gewässerschutzmaßnahmen wie die der Abwasserbehandlung als Dienstleistung der Daseinsvorsorge gilt es außerdem kosteneffizient und bürgerfreundlich bereitzustellen. Bau und Betrieb der infrastrukturellen Anlagen sind ressourcenschonend zu gestalten. Insbesondere im Bereich der Größenklasse (GK) 1 und 2 finden sich Lösungsansätze oftmals in der intelligenten Kombination naturnaher Verfahrensansätze und technischer Systembausteine. Es existieren vielfältige Einsatzmöglichkeiten naturnaher und / oder stromlos betriebener Systeme, deren Leistungsfähigkeit und Zuverlässigkeit durch eine intelligente Kombination mit technischen und naturnahen Bausteinen verbessert werden kann. Zu einer entsprechenden Ertüchtigung von Teichkläranlagen (TKA) wurde im Rahmen des Projektes die Leistungsfähigkeit des Einsatzes von OLOIDen der OLOID Solution GmbH in Kombination mit natürlichen Biofilmaufwuchsträgern untersucht und optimiert.

Ziel des Projektes war die Erprobung und Weiterentwicklung dieses integrierten Lösungsansatzes der Abwasserbehandlung im ländlichen Raum zur Verbesserung der Gewässerqualität. Die angestrebten Untersuchungsergebnisse bildeten die Grundlage für die Definition von Auslegungsparametern für verschiedene, für die Einzugsgebiete der beteiligten Zweckverbände charakteristische Anwendungssituationen.

Neue Lösungsansätze zur Abwasserbehandlung sollten neben einer Verbesserung der Reinigungsleistung (Erhöhung und / oder Stabilisierung) weitere Vorteile gegenüber bestehenden aufweisen. Als Beitrag zu einer ressourcenschonenderen Abwasserbehandlung wurde untersucht, inwiefern die Kosten- sowie Energie- und Ressourceneffizienz des untersuchten Behandlungskonzeptes optimiert werden und beispielsweise durch signifikante Einsparungen des Energieverbrauchs im Vergleich zu herkömmlicher Belüftungstechnik sowie gegenüber anderen Behandlungskonzepten verbessert werden kann.

Zur Steigerung der Akzeptanz von Maßnahmen des Gewässerschutzes und der Ressourcenschonung sowie zur Verbesserung der Wissensbasis und der Fertigkeiten wurden außerdem ausgewählte Kommunikations- und Umweltbildungsmaßnahmen initiiert. Sie dienen dem Knowhow-Transfer der Untersuchungsergebnisse des Projektes und aktueller wissenschaftlicher Erkenntnisse im Themenbereich.

Die Untersuchungen zum Einsatz des Konzeptes fanden an zwei Kläranlagenstandorten in Thüringen statt. Parallel konnten zusätzliche Praxis- und Betriebserfahrungen an einem weiteren Kläranlagenstandort in Thüringen gesammelt werden.

Im Fokus des Projektes standen die folgenden Fragestellungen:

1. Welche Reinigungsleistungen erzielen ausgewählte Anlagendesigns und Bemessungen? In welchem Umfang sind ein Stickstoffabbau bzw. eine Nitrifikation möglich?
2. Wie wirken sich unterschiedliche Varianten des verfahrenstechnischen Ansatzes bzgl. Kosten- und Umweltwirkungen aus?

3. Wie stellen sich die Aspekte unter 2) im Vergleich zu konventionellen, alternativen Verfahrensansätzen dar?
4. Durch welche Maßnahmen lässt sich der ökologische Fußabdruck des Anlagenkonzeptes weiter verbessern? Welche Empfehlungen sind für Produktentwicklungen sowie Planung / Variantenvergleiche ableitbar?

Im folgenden Abschlussbericht werden das Anlagenkonzept, das Untersuchungsprogramm und die erzielten Projektergebnisse vorgestellt.

Das Projekt wurde mit Mitteln der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert und durch einen Fachbeirat¹ begleitet.

2 Das Anlagenkonzept

Übermäßige Nährstoffeinträge in Gewässer aus punktuellen und diffusen Quellen bleiben vielerorts eine Herausforderung. Es sind Lösungen gefragt, die den Eintrag von Nährstoffen reduzieren und / oder die Wasserqualität eutrophierter Gewässer verbessern. Das untersuchte verfahrenstechnische Konzept kann für beide Anwendungsbereiche zum Einsatz kommen. Näher untersucht wurde der Einsatz in Abwasserteichen. Abwasserteiche stellen eine nach wie vor in Deutschland verwendete Form der Abwasserbehandlung dar. Ihr Einsatz steht jedoch Herausforderungen gegenüber wie zusätzliche gewässerschutzbezogene Anforderungen im Bereich empfindlicher kleiner Gewässer (P, N), in die das gereinigte Abwasser eingeleitet wird, und die von herkömmlichen Anlagen nicht bedient werden können; ein vergleichsweise hoher Flächenbedarf, geringe Steuerbarkeit der Reinigungsprozesse und Abhängigkeit der Reinigungsleistung von jahreszeitlichen und witterungsbedingten Rahmenbedingungen. Dem stehen potenzielle Vorteile wie Kosteneffizienz, Ressourcenschonung sowie gute Integrierbarkeit in Landschaft und Naturhaushalt gegenüber.

„Nach den vorliegenden Erfahrungen [können] Abwasserteiche die Mindestanforderungen nach Anhang 1 der Abwasserverordnung der GK 1 und 2 in der Regel einhalten“. „Sind weitergehende Anforderungen zu stellen, stoßen diese Anlagen [jedoch] an ihre Grenzen.“ (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2016) Nicht optimal betriebene Anlagen zeigen regelmäßig (zeitweise) Defizite in der erreichten Reinigungsleistung (vgl. u.a. Barjenbruch & Erler 2004, Barjenbruch & Teschner 2007). Im Projekt wurde untersucht, welche Beiträge zur Stabilisierung und Verbesserung der Reinigungsleistung durch eine Ertüchtigung von Abwasserteichen erreichbar sind.

2.1 Grundprinzip

Zur Steigerung der Reinigungsleistung gegenüber konventionellen Abwasserteichen kamen (natürliche) Biofilmaufwuchsträger in Kombination mit einer speziellen Umwälz- und Belüftungstechnik (www.olooid.de) zum Einsatz. Abbildung 1 zeigt das Basisschema des untersuchten konzeptionellen Ansatzes zur Abwasserbehandlung in TKA. Das Konzept wurde ursprünglich vom Ingenieurbüro AquaVerde (www.aqua-verde.de) in das Projekt eingebracht und geht danach auf Dr. Ian DODKINS von der SEACAMS Swansea University, GB (vgl. Dodkins & Mendzil 2014) für Regenwasserbehandlungsanlagen zurück.

¹ Das Projektteam dankt den Mitgliedern: Herr Ahrens (Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz), Prof. Dr.-Ing. habil. Köser, Otto-von-Guericke Universität Magdeburg, Herr Schmeiser und Frau Sehrt (Untere Wasserbehörde, Saale-Orla-Kreis), Herr Feuerstein (Umweltamt, Landkreis Saalfeld-Rudolstadt).






Abbildung 1: Basisschema Anlagendesign²

Ausgangspunkt der Überlegungen bilden zwei einer ersten Reinigungsstufe nachgeschaltete Teiche (vgl. Abbildung 1). Der erste Teich wird mit (natürlichen) Biofilmaufwuchsträgern und Umwälz- / Belüftungsaggregaten ausgestattet. Im zweiten Teich werden nur Aufwuchsträger in den Bereichen des Zu- und Ablaufes installiert. Ziel dieser Ertüchtigung im Vergleich zu konventionellen Abwasserteichen war ein (im Vergleich zu unbelüfteten Teichen) verbesserter Eintrag von Sauerstoff, eine verbesserte Durchströmung der Teiche, die Schaffung von Aufwuchsflächen für Mikroorganismen (MO) und der verbesserte Rückhalt abfiltrierbarer Stoffe. Die OLOIDe bewirken eine kontinuierliche Anströmung der natürlichen Biofilmaufwuchsträger mit vorgeklärtem Abwasser und dessen permanente Umwälzung. Der sich an den Aufwuchsträgern bildende Biofilm trägt zum Abbau von Kohlenstoffverbindungen bei und erlaubt eine Nitrifikation.

Eine leistungsstarke, aerobe Vorklärung wirkt sich positiv auf die Leistungsfähigkeit des verfahrenstechnischen Konzeptes aus³. Kennzeichnend für das Konzept ist der besonders geringe Energieverbrauch. Untersucht wurden darüber hinaus solarbetriebene Varianten, die einen auf erneuerbaren Energien basierenden, autarken Anlagenbetrieb erlauben sollen. Je nach Anlagengröße und -konfiguration sind zusätzlich zum Einsatz der OLOIDe herkömmliche Belüftungseinrichtungen notwendig.

Grundsätzlich ist die Kombination von TKA mit natürlichen Biofilmaufwuchsträgern und / oder Belüftung kein vollständig neuer Verfahrensansatz zur Behandlung von Abwasser im ländlichen Raum⁴. Auf der TKA Berel wurden schon 2004 bis 2006 durch Implementierung technischer Textilien (künstliche Biofilmaufwuchsträger) mögliche Verbesserungen der Reinigungsleistung erprobt. Die Ergebnisse nach Mählmann (2006) zeigten deutliche Verbesserungen bei der Nitrifikation bei gleichbleibender Temperatur von 14 % auf 47 % Nitrifikationsleistung. Auch Untersuchungen von Brüdern (2005) weisen Verbesserungen der Reinigungsleistung, insbesondere Nitrifikation durch eine Anreicherung von Mikroorganismen in Abwasserteichen aus. Durch die Weiterentwicklung von natürlichen Biofilmaufwuchsträgern und die Kombination mit OLOIDen zur Umwälzung und Belüftung wurde eine gleichwertige, wenn nicht bessere Nitrifikation erwartet, da die Teichmatten auch als Barriere und Strömungslenkung zur Vermeidung von Kurzschlussströmungen genutzt

² VK = Vorklärung bzw. erste Reinigungsstufe;  = OLOID,  = Zusatzbelüfter,  = natürliche Biofilmaufwuchsträger; Im Projektverlauf wurden an den Standorten Witzendorf und Günterode zwei verschiedene Anordnungen der Biofilmaufwuchsträger getestet. Zur Erläuterung der untersuchten Versuchsanordnungen vergleiche Kapitel 3.

³ Die Qualität der Vorklärung (aerob) beeinflusst dabei auch die Leistungsfähigkeit und / oder notwendige Auslegung der sich anschließenden Anlagenteile. Die Installation einer optimierten Vorklärung war jedoch nicht Gegenstand der Untersuchungen des Projektes.

⁴ Faulwetter et al. (2011), Pavlineri et al. (2017), Bayerisches Landesamt für Umwelt (2016), Sachsen-Anhalt. Landesamt für Umweltschutz (2007), (2006), Headley & Tanner (2006), Dodkins & Mendzil, (2014).

werden und gleichzeitig natürliche Biofilmaufwuchsträgerflächen an den Wurzeln für die langsam wachsenden Nitrifikanten bereitstellen.

2.2 Allgemeine Anforderungen an Bau und Betrieb von Abwasserteichen

In Deutschland existieren noch zahlreiche, ältere Abwasserteiche (vgl. Kapitel 2.2.2 und 5). Trotz der eingangs dieses Kapitels genannten Herausforderungen werden auch neue Abwasserteiche gebaut, wobei u.a. Vorteile hinsichtlich Betriebssicherheit bei schwankenden Zulaufbedingungen und eine Mitbehandlung des anfallenden Niederschlagswassers bei Anschluss an vorhandene Mischwasserkanalisationen Berücksichtigung finden. Für die Bemessung konventioneller Abwasserteiche definiert das DWA-Arbeitsblatt 201 (DWA 2005) Anforderungen für hiesige Rahmenbedingungen.

2.2.1 Anforderungen an Gestaltung und Bemessung von Abwasserteichen, DWA-Arbeitsblatt 201
Gemäß DWA (2005) sind bei unbelüfteten Abwasserteichen ohne vorgeschalteten Absetzteich mind. 10 m^2 / Einwohner bzw. mit vorgeschaltetem Absetzteich mind. 8 m^2 / Einwohner anzusetzen. Für eine teilweise Nitrifizierung sind mind. 15 m^2 / Einwohner erforderlich. Für die Mitbehandlung von Regenwasser sind noch einmal 5 m^2 / Einwohner zuzuschlagen. Bei belüfteten Abwasserteichen darf die Raumbelastung höchstens $25 \text{ g} / \text{m}^3 \cdot \text{d}$ betragen und die Durchflusszeit bei Trockenwetter soll mind. 5 Tage, in Nachklärteichen bei Maximaldurchfluss mindestens 1 Tag umfassen. Für einen nitrifizierten Ablauf sind zusätzliche Festbetteinrichtungen vorzusehen.

Für das untersuchte Anlagenkonzept ergeben sich davon abweichende, an die spezielle Umwälz- und Belüftungstechnologie, den Anteil der durch Aufwuchsträger bedeckter Wasseroberfläche sowie Biofilmaufwuchsfläche bzw. Sauerstoffbedarf für die teilweise Nitrifizierung angepasste Bemessungsgrundsätze.

2.2.2 Anlagenbestand in Deutschland, Schwerpunkt Thüringen

Abwasserteiche in Deutschland finden sich überwiegend im Bereich der GK 1 und 2 und somit bis ca. 5.000 EW. Es werden verschiedene Verfahrenskombinationen und Gestaltungsvarianten betrieben (vgl. DWA 2020/21), die bei einer Ertüchtigung eine entsprechende anlagenspezifische Konzeptauslegung erforderlich machen. Ohne Verkleinerung der vorhandenen Abwasserteiche ist in vielen Fällen mehr Teichfläche und –volumen bei einer Ertüchtigung als eigentlich notwendig vorhanden.

Angaben zu Anzahl, Größe und Ausstattung von Abwasserteichen in Deutschland unterscheiden sich voneinander und sind als nicht vollständig zu betrachten. Eine eigene Auswertung zum vorhandenen Anlagenbestand basierend auf Literaturangaben und den aktuellen Jahrbüchern der Kläranlagennachbarschaften der DWA (DWA 2020/2021) ergaben die in Tabelle 1 dargestellte Übersicht für Deutschland und Thüringen.

Tabelle 1: Anzahl Teichkläranlagen (TKA) in Deutschland und Thüringen (Eigene Auswertung nach DWA 2020/2021)

Anzahl der TKA (*)	Deutschland	Thüringen ⁵
unbelüftet	600	31
belüftet	477	28
gesamt	1077 (1,05 Mio. EW)	59 (46.570 EW)

Die Jahrbücher (2020/21) der DWA-Kläranlagennachbarschaften führen für Deutschland 1077 Abwasserteichanlagen (mit MechA/A, MechB/B) mit einer Ausbaugröße von 1,05 Mio. Einwohnerwerten auf; davon 600 unbelüftet und 477 belüftet. In Thüringen werden 59 Anlagen (31 unbelüftet, 28 belüftet) mit einer Ausbaugröße von 46.570 Einwohnerwerten beschrieben. Insgesamt (einschließlich weiterer Verfahrenskombinationen) werden für Deutschland 1259 Anlagen mit ca. 1,3 Mio. Einwohnerwerten Ausbaugröße ausgewiesen. Es ist bekannt, dass die Angaben nicht vollständig sind, wobei geschätzt wird, dass sie 80 bis 85% des Bestandes umfassen.

Barjenbruch & Erler (2004) weisen vor ca. 20 Jahren deutschlandweit ca. 2.000 in Betrieb befindliche Abwasserteiche (ca. 20 % aller Kläranlagen) aus.

2.3 Bemessungsrelevante Parameter

In der Basisvariante (vgl. Abbildung 1) wurde von zwei Teichen ausgegangen und im Projekt verschiedene Gestaltungsvarianten bzgl. Anzahl, Leistung und Anordnung der OLOIDe sowie Art und Anordnung der Teichmatten bzw. deren Einfluss auf die erzielbare Reinigungsleistung untersucht. Durch die optimale Abstimmung dieser Parameter aufeinander können die Sauerstoffversorgung, die Strömungsverhältnisse, die „wirksame“ Biofilmaufwuchsfläche sowie die Aufenthaltszeit und Filterwirkung des Anlagenkonzeptes und schließlich die Reinigungsleistung optimiert werden.

Folgende Faktoren bestimmen den Beitrag der natürlichen Biofilmaufwuchsträger zur Reinigung des Abwassers (vgl. Chen et al., 2016):

- Bedeckungsgrad der Wasseroberfläche mit Teichmatten,
- Anordnung der Matten auf der Wasseroberfläche,
- Wassertiefe (Anteil an freiem Wasser unter dem Wurzelraum am Gesamtvolumen),
- gewählte Bepflanzung und
- Art der zusätzlichen Belüftung / Umwälzung.

Im Projekt wurde für die Gestaltung der Versuchsanordnungen von folgenden Annahmen ausgegangen, wobei die Größe der Teiche im Projekt durch die genutzten vorhandenen TKA, an der die Untersuchungen stattfanden, vorgegeben war:

⁵ Kläranlagen und -Kanalnachbarschaften, DWA Landesverband Sachsen Thüringen

- Bedeckungsgrad der Wasseroberfläche mit Teichmatten: Literaturlauswertungen, Beispielanwendungen und theoretische Annahmen zum Sauerstoffeintrag und zum Strömungsverhalten ergaben einen Bereich von 20 bis 40 % Bedeckungsgrad der Wasseroberfläche mit Aufwuchsträgern für eine optimale Funktionstüchtigkeit. Bei höheren Bedeckungsgraden wird die freie, für Sauerstoffeintrag zur Verfügung stehende Wasseroberfläche zu stark verkleinert, bei geringeren die Aufwuchsflächen für MO und die Filterleistung der (natürlichen) Biofilmaufwuchsträger. Während der Projektlaufzeit wurden zwei verschiedene Bedeckungsgrade untersucht: im ersten Untersuchungsjahr wurde mit knapp 40% Bedeckung gearbeitet, im zweiten erfolgte eine Reduzierung um ca. 40% auf gut 20% Bedeckung der Wasseroberfläche (vgl. auch Tabelle 2). Die Prozentangaben beziehen sich auf die Größe der Teichmattenkonstruktion bzw. die Teichmatten im frisch bepflanztan Zustand.
- Anordnung der Matten auf der Wasseroberfläche: Die Anströmung sowie Nährstoff- und Sauerstoffversorgung der Wurzeloberflächen werden von der Anordnung der Aufwuchsträger beeinflusst. Dies gilt ebenso für das Strömungsverhalten im Teich insgesamt. Die Anordnung der Aufwuchsträger vor dem Auslauf trägt effektiv zum Rückhalt von Schwebstoffen und damit zur Reinigungsleistung bei. Während der Projektlaufzeit wurden zwei unterschiedliche Anordnungen der Aufwuchsträger getestet (vgl. Abbildung 3). Die Versuchsanordnung im zweiten Untersuchungsjahr diente der Ausbildung einer Kanalströmung. Die dafür vorgesehene Anordnung der Aufwuchsträger konnte allerdings nicht vollumfänglich realisiert werden, da sich die verwendeten Teichmatten nur begrenzt umbauen ließen.
- gewählte Bepflanzung: Bei der Auswahl der (natürlichen) Biofilmaufwuchsträger wurde auf bestehende Pflanzschemata des Herstellers zurückgegriffen. Spezielle Pflanzmuster für Abwasserteiche gab es zu Beginn des Projektes nicht. Es liegen nur sehr begrenzte Erfahrungen zum dauerhaften Einsatz geeigneter Pflanzenspezies in Abwasserteichen Mittel- / Nordeuropas bzw. Deutschlands vor⁶. Während der Projektlaufzeit wurde die Entwicklung der Bepflanzung und sich durchsetzender Arten dokumentiert. Außerdem wurde ein Experte zum ersten Beiratreffen eingeladen, der über grundlegende Anforderungen an den Aufbau der Trägerkonstruktion und die Wahl geeigneter Pflanzen referierte (Seidel 2021). Für das untersuchte verfahrenstechnische Konzept galt besonders der Wurzeloberfläche als Ansiedlungsraum für Mikroorganismen besondere Aufmerksamkeit (vgl. Kapitel 3.3). Zu beachten sind außerdem landschaftsökologische Aspekte wie die Wahl einheimischer Pflanzen, mögliche Beiträge zur Förderung der Biodiversität; Biomassebildung und damit Pflegeaufwand sowie langfristige Stabilität und Lebensdauer der Matten.
- Art der Belüftung / Umwälzung: Durch den Betrieb der OLOIDe findet eine spezielle impulsartige Anströmung der Biofilmaufwuchsträger bzw. ihrer Wurzeln statt. Dem werden die folgenden Vorteile zugeschrieben:
 - Der sich an den Aufwuchsträgern bildende Biofilm (sowohl an der schwimmenden Mattenkonstruktion als auch den Wurzeln) wird kontinuierlich mit frischen Nährstoffen aus dem Abwasser versorgt und entwickelt sich damit besser. Dies trägt zu einem besseren Nährstoffabbau bei.

⁶ Nach Brüdern (2005) ist weitgehend unklar, „Welche Pflanzenspezies für einen dauerhaften Einsatz in Abwasserteichen Nordeuropas geeignet sind.“ Brüdern (2005) führte Untersuchungen zur Eignung ausgewählter Pflanzenarten durch und leitet entsprechende Empfehlungen ab. Vgl. Kapitel 3.3.

- Dadurch werden prozesskritische Stoßbelastungen bei Regenereignissen, aus denen Kurzschlussströmungen im Teich resultieren können, unterbunden.
- Gewachsener Biofilm stirbt kontinuierlich ab und entwickelt sich neu. Totes Material wird schonend abtransportiert und neue Oberfläche für neue Biomasse frei. Dies ist bei technischen Aufwuchsträgern nur durch hohe Scherkräfte z. B. durch hohe Belüftungsenergie möglich. Brüdern (2005) beobachtete bei technischen Aufwuchskörpern eine hohe Besatzdichte mit Makroinvertebraten, deren Fraßtätigkeit nach Brüdern den Biofilmaufwuchs permanent reduziert und Neubildung anregt. Dadurch resultierte in den untersuchten Beispielen eine hohe Leistungsfähigkeit der technischen Aufwuchskörper.
- Durch die besondere Durchmischung von unten nach oben wird sauerstoffarmes Wasser aus der Tiefe hin zur Wasseroberfläche geführt und der natürliche Sauerstoffeintrag über Diffusion aus der Atmosphäre ins Abwasser erhöht.
- Die Funktionsfähigkeit des Anlagenkonzeptes wird weiterhin wesentlich von der Teichgeometrie und –anzahl, der gewählten ersten Reinigungsstufe und den Zulaufbedingungen bestimmt, die im Bestand entsprechend vorgegeben sind. Am Pilotanlagenstandort in Schleiz wurde der Einfluss unterschiedlicher Zulauffrachten auf die erzielbare Reinigungsleistung untersucht.

Im folgenden Kapitel werden die Untersuchungsstandorte und -ergebnisse zur Reinigungsleistung an den beiden Kläranlagenstandorten vorgestellt. Ergänzt werden die Darstellungen durch eine Zusammenfassung der Erkenntnisse, die am dritten, in der Einleitung erwähnten Standort gewonnen werden konnten.

3 Untersuchungsprogramm und Ergebnisse (erzielbare Reinigungsleistung)

3.1 Untersuchungsstandorte und -anordnungen

Die Untersuchungen fanden an zwei Kläranlagenstandorten in Thüringen statt: Zum einen wurde eine in Betrieb befindliche, unbelüftete TKA mit einer ursprünglichen Ausbaugröße von ca. 60 EW mit Aufwuchsträgern und solarbetriebenen OLOIDen ertüchtigt (vgl. Kapitel 3.1.1, Abbildungen 2 und 3). Außerdem wurde auf einer zentralen Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 12.500 EW (Standort Schleiz) nach der Vorklärung im Bypass eine Versuchsanlage in Containerbauweise errichtet (vgl. Kapitel 3.1.2, Abbildung 4). Parallel fanden Untersuchungen zur Sammlung von Betriebserfahrungen an einem dritten Teichkläranlagenstandort in Thüringen statt (Baujahr 1983, Ausbaugröße 600 EW, belüftet; vgl. Kapitel 3.4).

3.1.1 Versuchsanordnungen am Untersuchungsstandort Witzendorf, Thüringen

Die TKA Witzendorf wurde 1972 als unbelüftete Anlage erbaut und war ursprünglich auf eine Ausbaugröße von ca. 60 EW ausgelegt. Derzeit sind ca. 40 EW, ausschließlich Privathaushalte im Mischsystem, an die Anlage angeschlossen. Die Anlage besteht aus einem Langsandfang (zwei Absetzbecken in Serie geschaltet) und zwei nachgeschalteten Teichen. Teich 1 ist ca. 13 m breit und 20 m lang; Teich 2 je 13 m breit und lang. Beide Teiche sind 1,5 m tief. Für die erste Versuchsanordnung im ersten Untersuchungsjahr wurden knapp 40 % der Wasseroberfläche der beiden Teiche mit Aufwuchsträgern ausgestattet. Zum Einsatz kamen bereits 4 Jahre vorkultivierte Aufwuchsträger mit einer Auswahl niedrig und hochwachsender Arten gemäß Kapitel 3.3. Außerdem

wurden 3 OLOIDe 200 solar mit 120 Watt Motor und je 640 Watt Solarpanele installiert, zwei im ersten, einer im zweiten Teich. (vgl. Abbildung 2)



Abbildung 2: Mit solarbetriebenen OLOIDen ertüchtigte TKA Witzendorf, Thüringen

Im zweiten Untersuchungsjahr wurde die Anordnung der Aufwuchsträger so verändert, dass eine Kanalströmung (im Teich 1) unterstützt wird (vgl. Abbildung 3, rechts). Dabei wurde gleichzeitig eine Reduzierung der Bedeckung der Wasseroberfläche um ca. 40% auf gut 20% vorgenommen.



Abbildung 3: Versuchsanordnung 1 (links) und 2 (rechts) im Teich 1, TKA Witzendorf, Thüringen

Der Anlagenstandort ist von Grünland und Wald umgeben. Nahegelegene Bäume schränken die Sonneneinstrahlung im Tages- und Jahresverlauf ein. Dadurch wurde auch die Betriebstätigkeit der OLOIDe beeinträchtigt. Hinzu kamen Wassertemperaturen von unter 10 Grad Celsius von Oktober bis Mai. In den Wintermonaten kam es zur Eisbildung auf den Teichoberflächen, Schneebedeckung der Solarpanele sowie die Notwendigkeit der zeitweisen Außerbetriebnahme der OLOIDe.

3.1.2 Versuchsanordnungen am Untersuchungsstandort Schleiz, Thüringen

Auf dem Gelände der zentralen Kläranlage wurden im Bypass nach der mechanischen Behandlungsstufe (Rechenanlage und belüfteter Langsandfang) zwei Container je 2 x 12 m in Reihe geschaltet (vgl. Abbildung 4) und mit je einem OLOID 200 und ca. 11 m² Teichmatten ausgestattet (vgl. Abbildungen 4 und 5).



Abbildung 4: Versuchsanordnung am Kläranlagenstandort Schleiz, Thüringen I

Die Beschickung erfolgte per Bypass nach der mechanischen Reinigungsstufe. Mittels fest eingestelltem Volumenstrom wurde das Abwasser in zwei IBC-Container gepumpt (als nochmalige Vorklärung). Im Anschluss floss das Abwasser im Freigefälle durch die beiden in Reihe geschalteten Container.



Abbildung 5: Versuchsanordnung am Kläranlagenstandort Schleiz, Thüringen II

3.2 Untersuchungsergebnisse (erzielbare Reinigungsleistung)

3.2.1 Parameter CSB

Die nachfolgenden Grafiken zeigen die gesammelten Messwerte für CSB der beiden Standorte im Verlauf der Untersuchungen an den unterschiedlichen Messstellen vom Zulauf Kläranlage (schwarz) mit jedem Reinigungsschritt der Kläranlage heller farblich dargestellt bis zum Ablauf (gelb).

Die Ablaufwerte bezüglich des Parameters CSB haben sich auf der TKA Witzendorf durch das neue Anlagenkonzept verbessert und stabilisiert.

Die Grenzwerte für GK 1 (150 mg/l CSB) und sogar GK 2 (110 mg/l CSB) wurden im gesamten Versuchsverlauf nach Installation der Teichmatten und OLOIDe deutlich unterschritten mit einer Ausnahme im kalten Januar 2021, bei der sich eine Eisschicht auf beiden Teichen bildete und von einer deutlich geringeren biologischen Aktivität ausgegangen werden muss.

Zusätzlich muss angemerkt werden, dass nach Installation der Teichmatten und OLOIDe die Grenzwerte für GK 1 und 2 auch schon am Ablauf des Teiches 1 (grün) mit Ausnahme November 2019 und Januar 2021 eingehalten wurden, was den Nutzen des Teiches 2 in Frage stellt. Doch

verfahrenstechnisch hat dieser Teich 2 auch eine Desinfektionswirkung durch UV-Licht als Schönungsteich und als zusätzliche Reserve bei höheren Belastungen im Zulauf oder Stoßbelastungen.

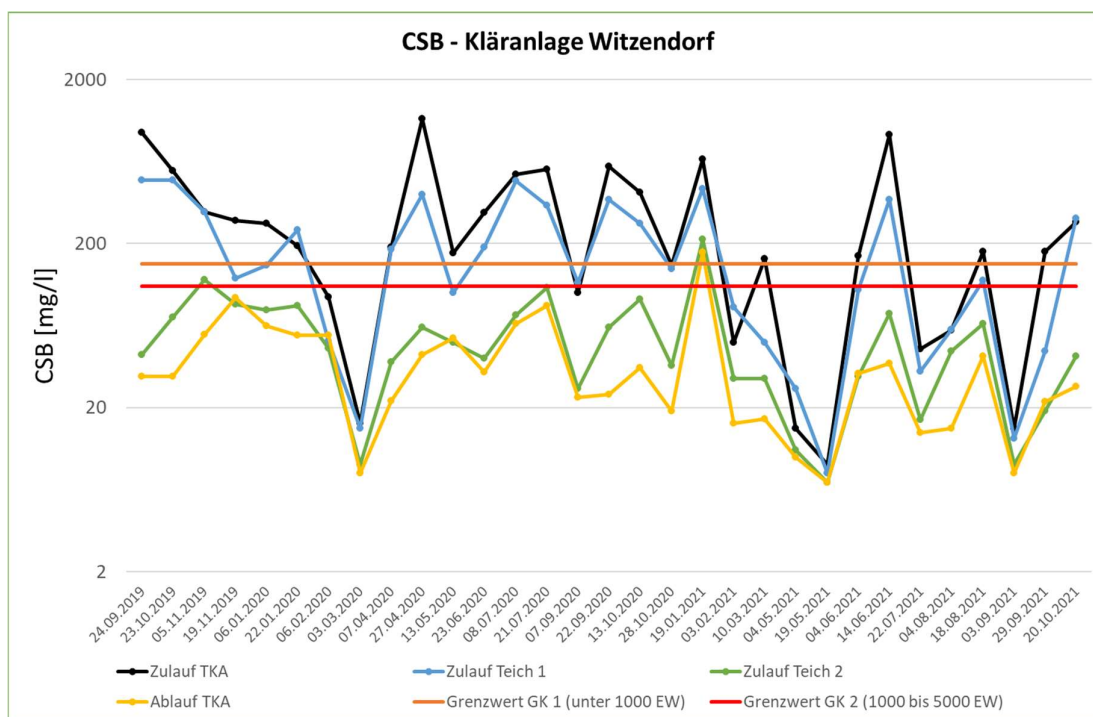


Abbildung 6: Messwerte CSB in logarithmischer Skalierung Y-Achse (Standort: Witzendorf)

Die Ablaufwerte bezüglich des Parameters CSB haben sich auf der Pilotanlage in Schleiz nach einer Anlaufphase durch das umgesetzte Anlagenkonzept als sehr positiv und stabil herausgestellt. Eine Beprobung des Überlaufes von Container 1 zu Container 2 wurde aufgrund des Aufwandes für das Betriebspersonal der Kläranlage nicht durchgeführt.

Trotzdem konnte auch hier optisch im Vergleich von 2 Proben aus den 2 Containern festgestellt werden, dass im Container 2 schon eine hohe Wasserqualität vorhanden sein muss, da Wasserflöhe stark ausgeprägt waren. In der Probe des Containers 1 war die Trübung deutlich höher und Mückenlarven wurden beobachtet, welche eher für eine schlechte Wasserqualität stehen.



Abbildung 7: Vergleichsprobe Container 1 (links) und 2 (rechts) im Becherglas

Die Grenzwerte für GK 1 (150 mg/l CSB) und sogar GK 2 (110 mg/l CSB) wurden im gesamten Versuchsverlauf nach Installation der Teichmatten und OLOIDe deutlich unterschritten mit einer Ausnahme im kalten Januar 2020 in der Einfahrphase der Testanlage. Damit muss davon ausgegangen werden, dass der Biofilm sich noch nicht ausgebildet hatte und die biologische Aktivität durch die niedrigen Temperaturen zusätzlich reduziert war. Dieses Ergebnis wurde auch nicht nachweislich verschlechtert nach mehrmaliger Erhöhung der Beschickung im Versuchszeitraum.

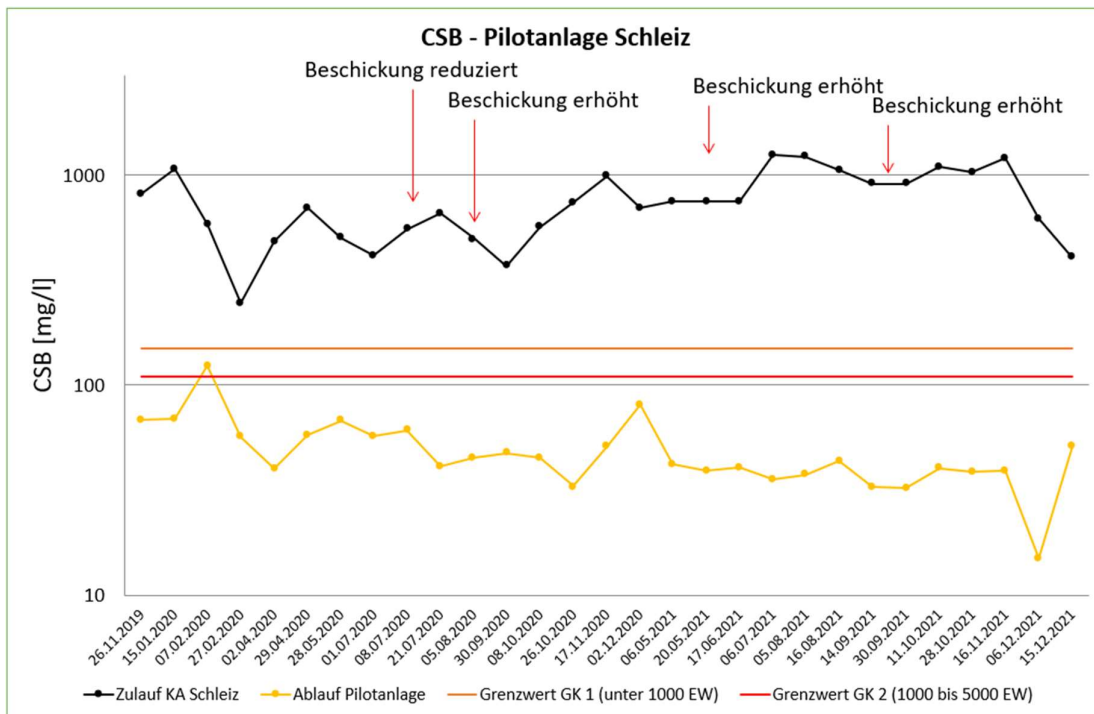


Abbildung 8: Messwerte CSB in logarithmischer Skalierung Y-Achse (Standort: Schleiz)

Die nachfolgenden Grafiken zeigen, wie sich die Reinigungsleistungen im Verlauf der Versuche dargestellt haben. Es kann festgestellt werden, dass die Reinigungsleistung sich im Schnitt verbesserte und in Schleiz auch sehr stabil ablief. In Witzendorf waren die Abbauleistungen dagegen

deutlich wechselhafter, doch dies kann durch die hohen Fremdwasseranteile am Standort und stark wechselnde Zulaufkonzentrationen erklärt werden. Auch ein Einfluss der von der Sonneneinstrahlung abhängigen solarbetriebenen OLOIDE und deren Laufzeiten und damit wechselnden Sauerstoffeinträgen muss mit in Betracht gezogen werden.

Es wird hier darauf hingewiesen, dass Messwerte im Zulauf unter 110 mg/l (stark verdünntes Abwasser durch Regenereignisse / hoher Fremdwasseranteil) am Standort Witzendorf ausgeblendet wurden, da diese die Reinigungsleistung trotz Einhalten der Grenzwerte stark verfälschen im relativen Zusammenhang zwischen Zulaufkonzentration und Ablaufkonzentration.

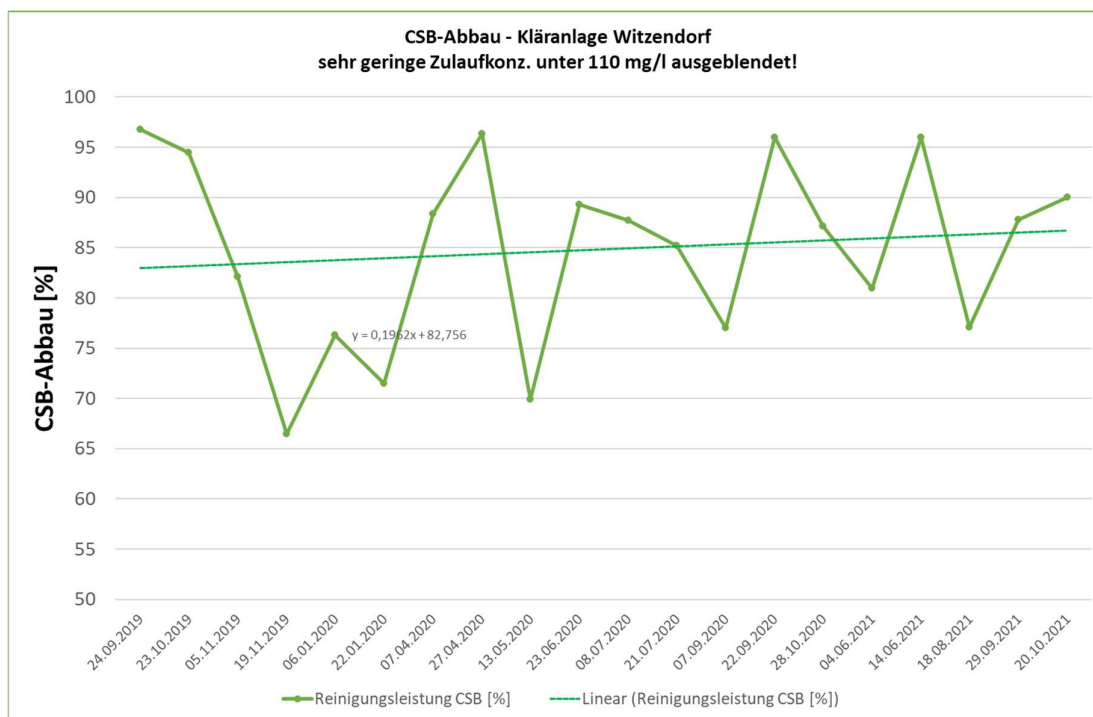


Abbildung 9: Entwicklung Reinigungsleistung CSB (Standort: Witzendorf)

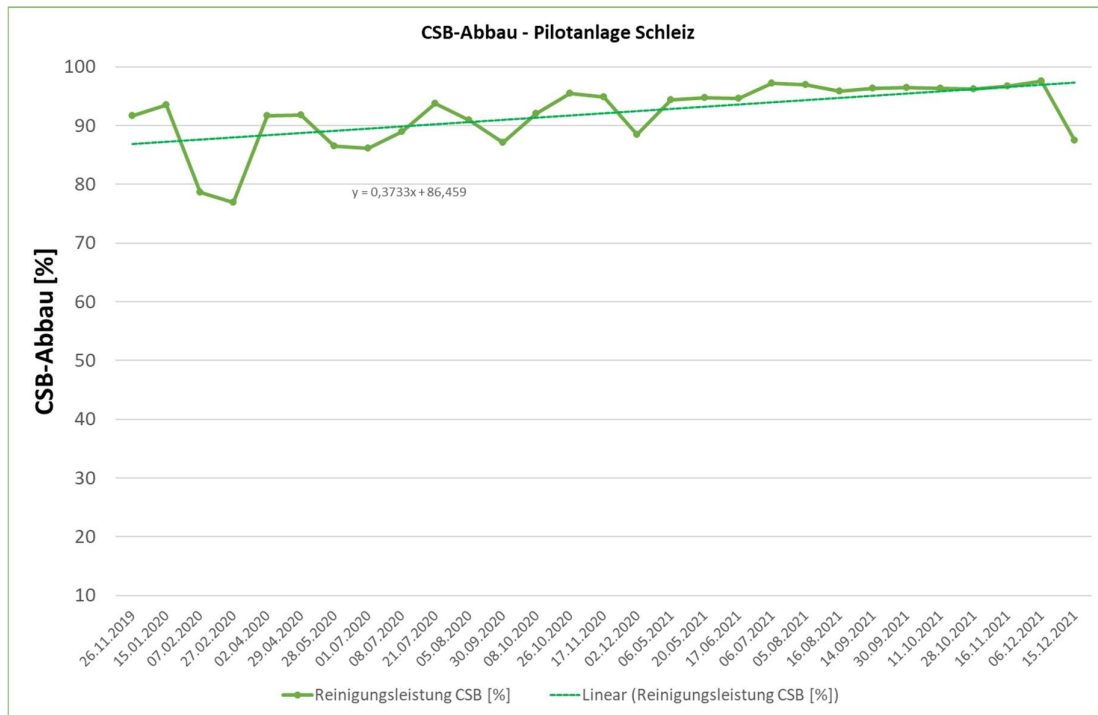


Abbildung 10: Entwicklung Reinigungsleistung CSB (Standort: Schleiz)

3.2.2 Parameter BSB 5

Die nachfolgenden Grafiken zeigen die gesammelten Messwerte für BSB 5 im Verlauf der Untersuchungen an den unterschiedlichen Messstellen der Anlage in Witzendorf vom Zulauf Kläranlage (schwarz) mit jedem Reinigungsschritt der Kläranlage heller farblich dargestellt bis zum Ablauf (gelb). An der Pilotanlage in Schleiz wurde BSB 5 als Messwert aus arbeitstechnischen Gründen vor Ort weggelassen.

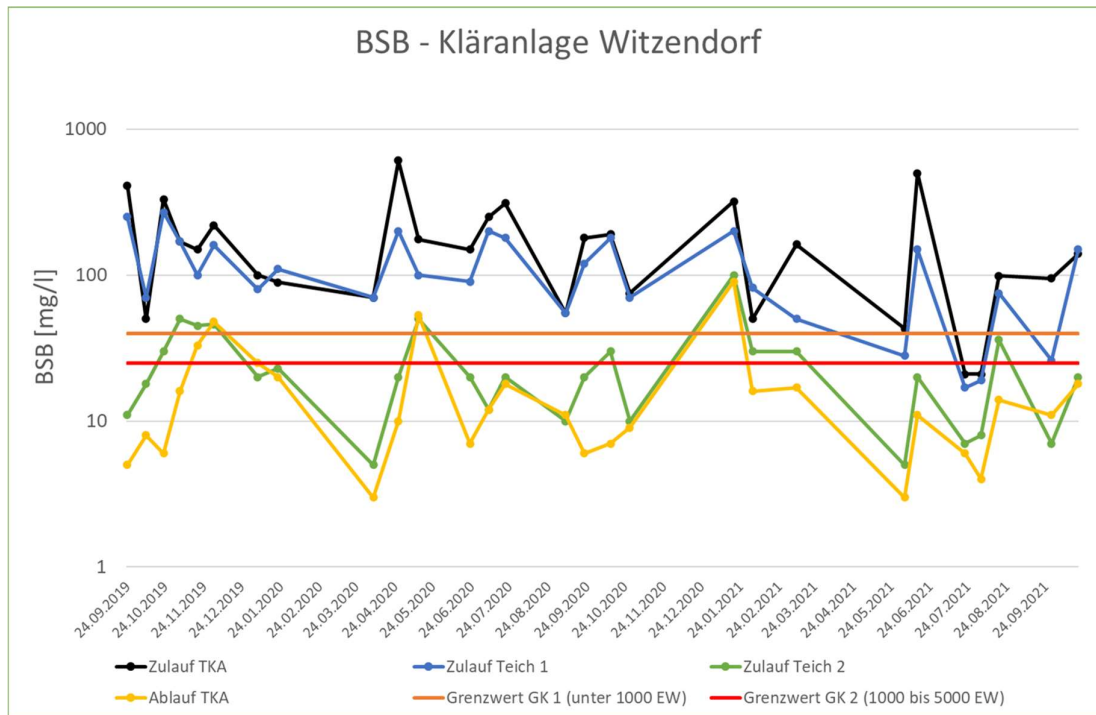


Abbildung 11: Messwerte BSB 5 in logarithmischer Skalierung Y-Achse (Standort: Witzendorf)

Die Ablaufwerte bezüglich des Parameters BSB 5 zeigten im Verlauf der Untersuchungen keine signifikanten Leistungssteigerungen, sondern vor dem Hintergrund hoher Fremdwasseranteile und kalter Perioden eher schwankende Abbauleistungen und Ablaufwerte besonders in den kalten Monaten und typischerweise regenreichen Zeiten eines Jahres. In diesen Zeiten gab es auch leichte Grenzwertüberschreitungen für GK 1 (40 mg/l BSB 5) und GK 2 (25 mg/l BSB 5). In wärmeren Phasen z. B. Juni und Juli 2021 lagen die Ablaufwerte jedoch sogar unter 10 mg/l BSB 5.

Zusätzlich muss auch hier angemerkt werden, dass der Nutzen des Teiches 2 inklusive Ausrüstung keinen signifikanten Reinigungseffekt mehr erzielte und somit als Schönungsteich und als zusätzliche Reserve bei höheren Belastungen im Zulauf oder Stoßbelastungen bei Bestandsanlagen genutzt werden kann. Bei Neubau ist dies jedoch in Frage zu stellen in der Kosten-/Nutzenbetrachtung.

Die Aussage zu den schwankenden Abbauraten kann auch an der nachfolgenden Grafik nochmals verdeutlicht werden.

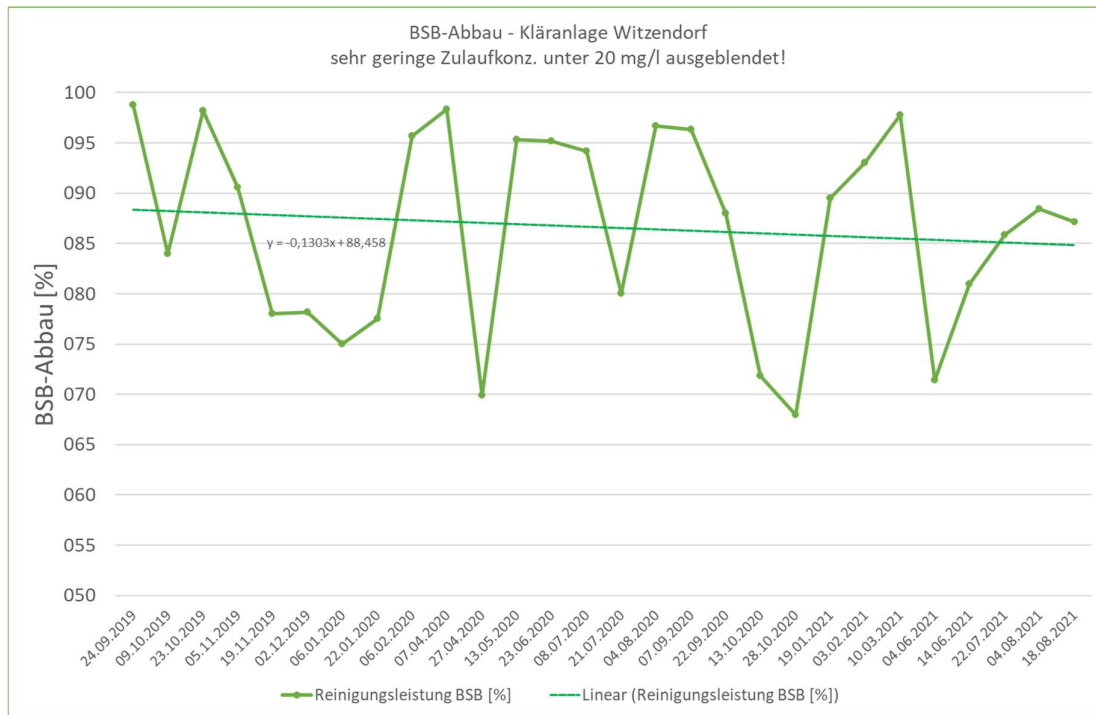


Abbildung 12: Entwicklung Reinigungsleistung BSB 5 (Standort: Witzendorf)

3.2.3 Parameter Stickstoff (Reinigungsleistung der Nitrifikation und Denitrifikation)

Die nachfolgende Grafik zeigt die gesammelten Messwerte für Ammonium (NH₄-N in mg/l) im Verlauf der Projektlaufzeit an den unterschiedlichen Messstellen vom Zulauf Kläranlage (schwarz) mit jedem Reinigungsschritt der Kläranlage heller farblich dargestellt bis zum Ablauf (gelb) für beide Standorte.

Die Grenzwerte für GK 3 bis GK 5 (10 mg/l NH₄-N) wurden nur zeitweise im Versuchsverlauf nach Installation der Teichmatten und OLOIDe unterschritten. Die Messwerte belegen jedoch, dass bei ausreichender Sauerstoffversorgung im Teich 1 eine gute Nitrifikation erzielt werden könnte.

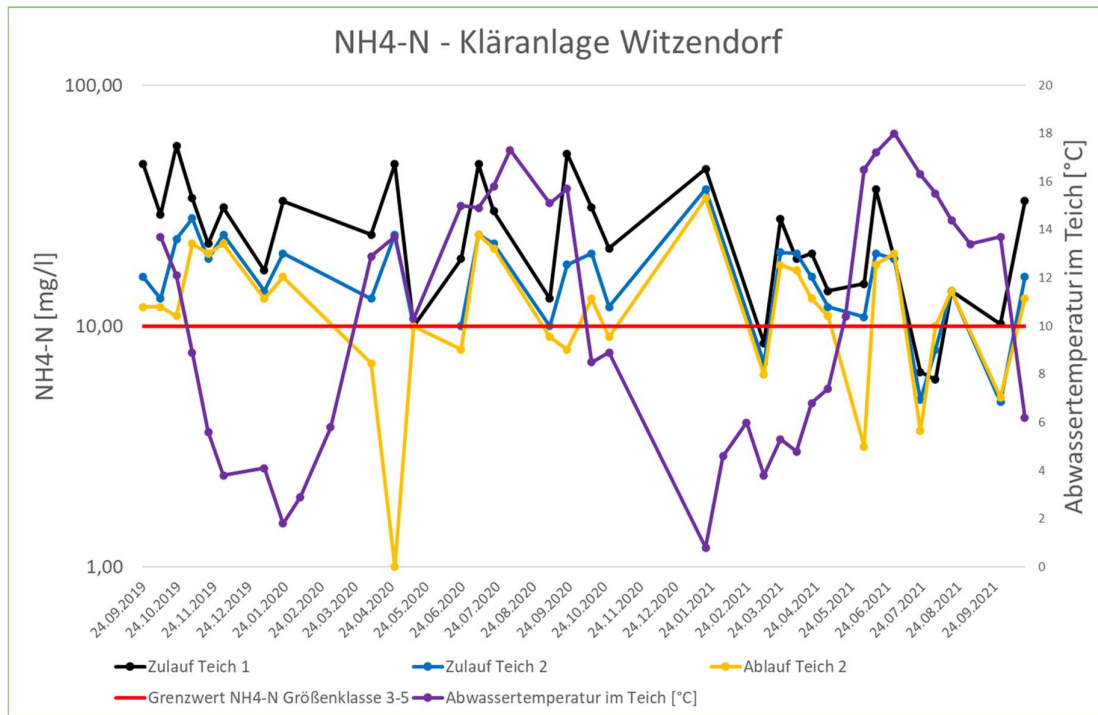


Abbildung 13: NH4-N Ammoniumstickstoff in logarithmischer Skalierung Y-Achse (Standort: Witzendorf)

Die Nitrifikationsleistung wurde durch die Installation der OLOIde und der Teichmatten im Projektzeitraum erstmals sichtbar. Vor der Installation berichtete der Betreiber, dass keine Nitrifikation beobachtet wurde in mehreren Jahren.

Einflussfaktoren zur Effektivität der Anlage waren die gewählte Option der Solarbelüftung, welche nicht so flexibel zu- oder abschaltbar ist und eine hohe Abhängigkeit von der aktuellen Sonneneinstrahlung hat, sodass bei mehrtägigen sonnenarmen Tagen die Laufzeit der Belüfter sehr stark eingeschränkt war. Demzufolge kann davon ausgegangen werden, dass durch eine höhere Laufzeit der Belüftung noch bessere Ablaufwerte generiert werden können. Dies wäre durch die Verwendung von einer höheren Anzahl an PV-Modulen möglich. Auch Sauerstoffgehalt-spezifische Belüftung mit Hilfe einer Onlinesonde wäre möglich, doch verlässt den Weg der einfachen Lösung ohne Stromanschluss, sodass dies eher weniger relevant für solche Abwasserteichanlagen ist. Bei Abwesenheit eines Stromanschlusses muss immer geprüft werden, ob sich die Erstellung eines Stromanschlusses kosten- und flexibiltätsmäßig im Vergleich zu autarker PV-Modul Versorgung rechnet oder sogar notwendig ist.

Auch hier waren die typischen Einflüsse auf die biologische Aktivität bei kälteren Temperaturen deutlich sichtbar im Verlauf. Dies kann auch anhand der nachfolgenden Grafik zur Reinigungsleistung aufgezeigt werden.

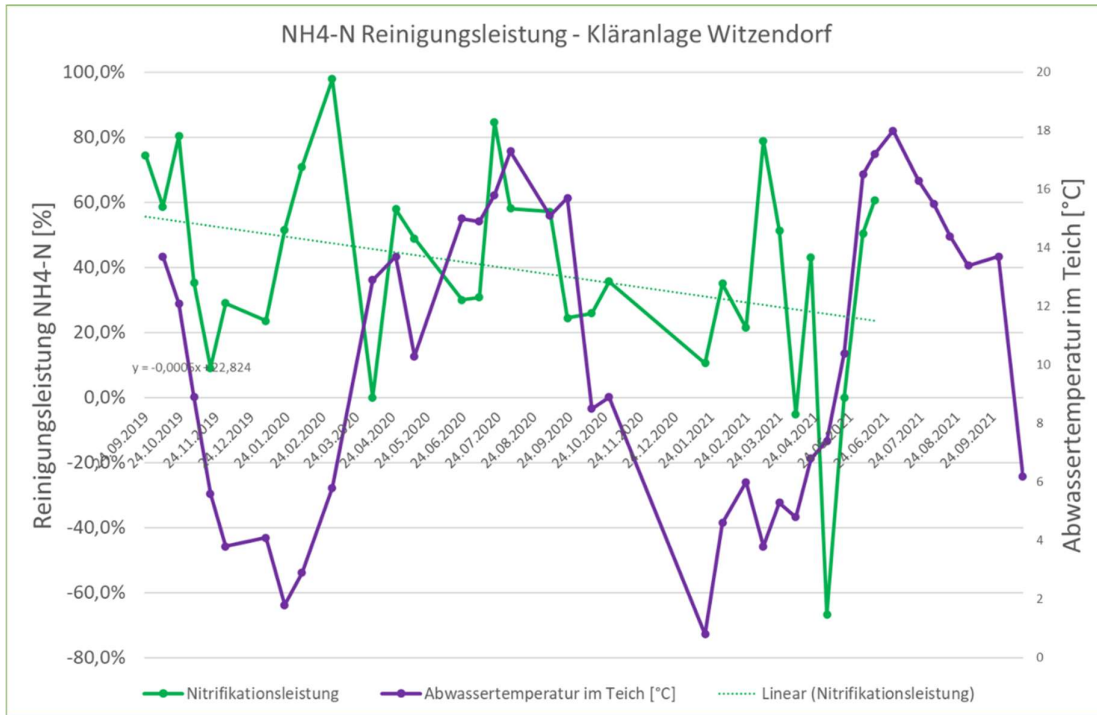


Abbildung 14: Nitrifikationsleistung im Projektzeitraum (Standort: Witzendorf)

Auf der Pilotanlage in Schleiz waren die Ablaufwerte des Ammoniumstickstoffes auch bei unterschiedlicher Beschickung deutlich nachweisbar. Der Grenzwert in Höhe von 10 mg/l NH₄-N wurde sehr häufig erreicht und teilweise sogar stark unterschritten. In kälteren Phasen war jedoch auch hier durch die Abwassertemperatur die biologische Aktivität deutlich reduziert. Aufgrund der Containerbauweise kann zusätzlich davon ausgegangen werden, dass das Abwasser noch stärker abkühlte als in einer standardmäßigen Teichbauweise.

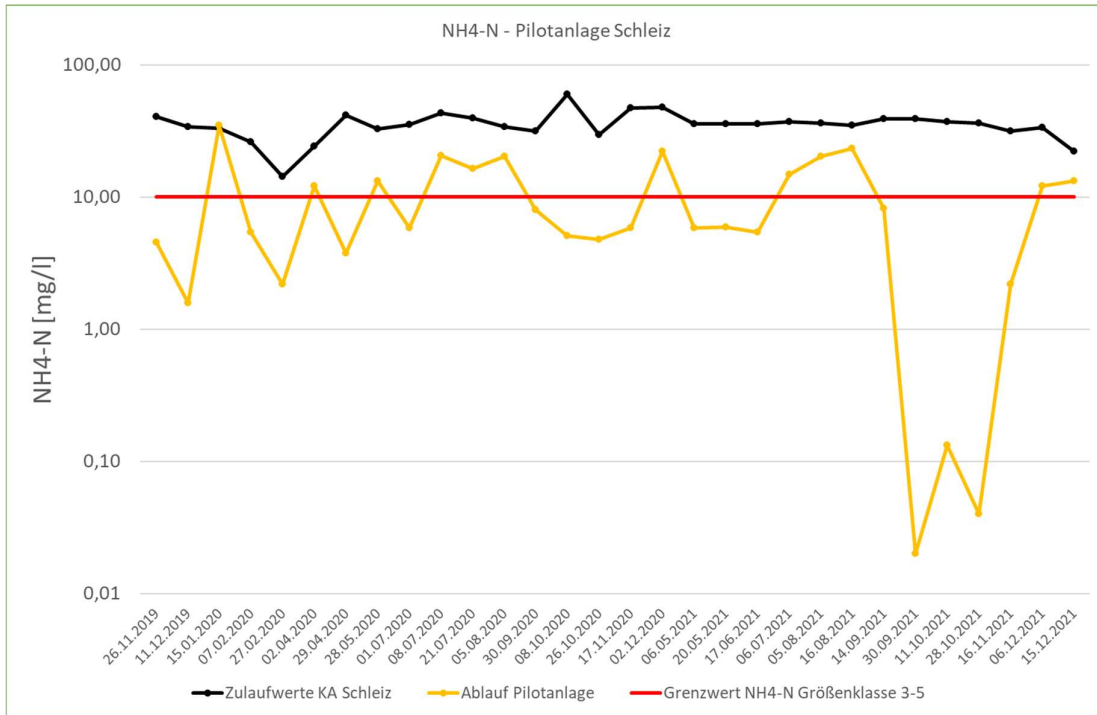


Abbildung 15: NH4-N Ammoniumstickstoff in logarithmischer Skalierung Y-Achse (Standort: Schleiz)

Die folgende Grafik zeigt die Entwicklung der Reinigungsleistung in Bezug auf Gesamtstickstoff:

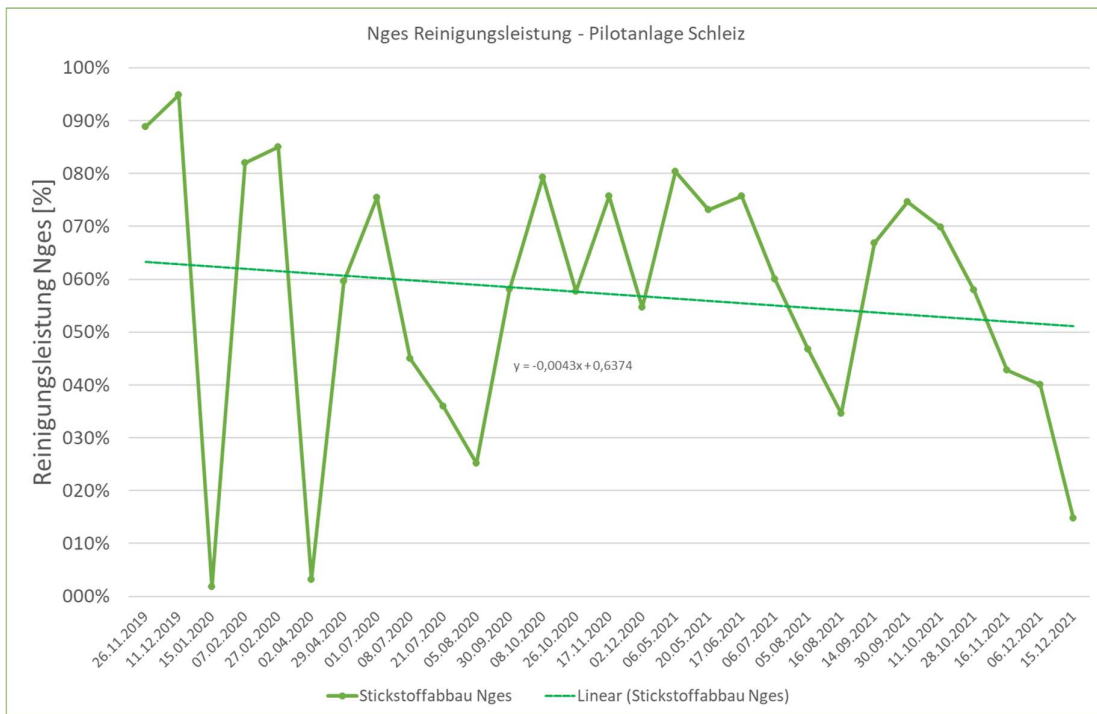


Abbildung 16: Nitrifikationsleistung im Projektzeitraum (Standort: Schleiz)

Anhand der Bilanzierung der gemessenen Stickstoffparameter konnte eine simultan ablaufende Denitrifikation anhand der Reduktion des Gesamtstickstoffes nachgewiesen werden. Es ist davon auszugehen, dass die Biofilme an den Wurzeln der Pflanzen eine dicke Schicht ausbilden, welche in

der Tiefe Denitrifikation aufgrund von Sauerstoffabwesenheit (anoxische und anaerobe Verhältnisse) und an der Oberfläche eher aerobe Verhältnisse und damit Nitrifikation ermöglicht. In der Planung war davon ausgegangen wurden, dass dies erst im zweiten Teich über Rezirkulation und ggf. Nährstoffdosierung möglich ist. Doch die Teichmatten bewiesen in der Praxis das Gegenteil: So lief im zweiten Teich nahezu nichts mehr und im Teich 1 eine simultane Denitrifikation ab. Damit muss der zweite Teich in der Zukunft nicht mit dieser Menge an Teichmatten belegt werden, sondern kann für die Desinfektion via UV-Strahlung (Sonnenlicht) als Schönungsteich betrieben werden.

Die Gesamtstickstoffreduktion ist in der Grafik durch kältere Temperaturen schwankend, doch es konnten Reinigungsleistungen im Bereich von 50 % bis teilweise sogar über 80 % erzielt werden. Dies demonstriert deutlich das Potenzial des Gesamtkonzeptes.

3.2.4 Parameter Abfiltrierbare Stoffe (AFS in mg/l)⁷

An beiden Standorten wurde dieser Parameter nicht gemessen, doch um das Bild des Gesamtkonzeptes zu vervollständigen werden hier die Erfahrungen eines Pilotprojektes in Thüringen, des dritten genannten Standortes (TKA Günterode) dargestellt⁸, da das Anlagenkonzept ähnlich ist. Damit kann der Einfluss des Konzeptes auch auf diesen Parameter verifiziert werden. Es ist davon auszugehen, dass ähnliche Ergebnisse in Schleiz und Witzendorf generiert worden wären.

Der Abbildung 17 können die Messwerte für abfiltrierbare Stoffe (AFS in mg/l) für den Zeitraum September 2020 bis Oktober 2021 an den unterschiedlichen Messstellen vom Zulauf Kläranlage (schwarz) mit jedem Reinigungsschritt der Kläranlage Günterode heller farblich dargestellt bis zum Ablauf (gelb) entnommen werden.

Zurückliegende Messwerte (vor 2020) liegen nicht vor. Jedoch kann ein signifikanter Effekt durch die Installation der Teichmatten als Riegel vor den Überläufen und dem Kläranlagenablauf (Teich 2) festgestellt werden. Die Anforderungen bzgl. abfiltrierbarer Stoffe unterschreiten teilweise sogar die der Größenklassen 4 und 5. Eine entsprechende Filtrationswirkung des Wurzelgeflechtes an der Unterseite der Teichmatten wurde auch in anderen Forschungen im Bereich Regenwasserbehandlung demonstriert. Zu diesem Effekt trägt auch die Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit an den Überläufen durch die Riegel (Beruhigungszone) bei.

Die Vorklärung wirkt sich ebenso auf die AFS aus. Es kam teilweise zu Durchbrüchen vermutlich besonders bei hohem Zulauf oder nicht regelmäßiger Entleerung: vgl. Januar/Februar 2021.

Teilweise kam es zu höheren Konzentrationen am Ablauf im Vergleich zum Zulauf Teich 2. Gründe hierfür können in der Entwicklung von Algen in der Suspension liegen, wodurch der Wert der abfiltrierbaren Stoffe ansteigt. Dies ist für die Beurteilung der Reinigungsleistung der Kläranlage von untergeordneter Bedeutung. So wird häufig auf TKA mit filtrierten Proben gearbeitet.

Die sehr stark schwankenden Zuläufe beim Messparameter AFS können auf längere Trockenperioden zurückgeführt werden. So ist davon auszugehen, dass bei höherem Fremdwasseranteil (z. B.: Regenereignisse) der Kanal freigespült wird und Ablagerungen als Stoßbelastung mitgeführt werden.

⁷ Vgl. Schieblich & Lautenschläger (2022).

⁸ Nähere Erläuterungen können zum zugehörigen Abschlussbericht des Projektes 2018 AU 0021 „Optimierung naturnaher Teichkläranlagen mit OLOIDen und natürlichen Biofilmaufwuchsträgern als Alternative zu Neubau oder Umrüstung mit technischen Klärsystemen, Teilprojekt B: Pilotprojekt – begleitende Untersuchung und Bewertung der Leistungsfähigkeit, Nachhaltigkeit und Kosteneffizienz des Anlagenkonzeptes“, Heilbad Heiligenstadt, Juni 2022, entnommen werden. Anfrage über die Autor*Innen des Berichtes.

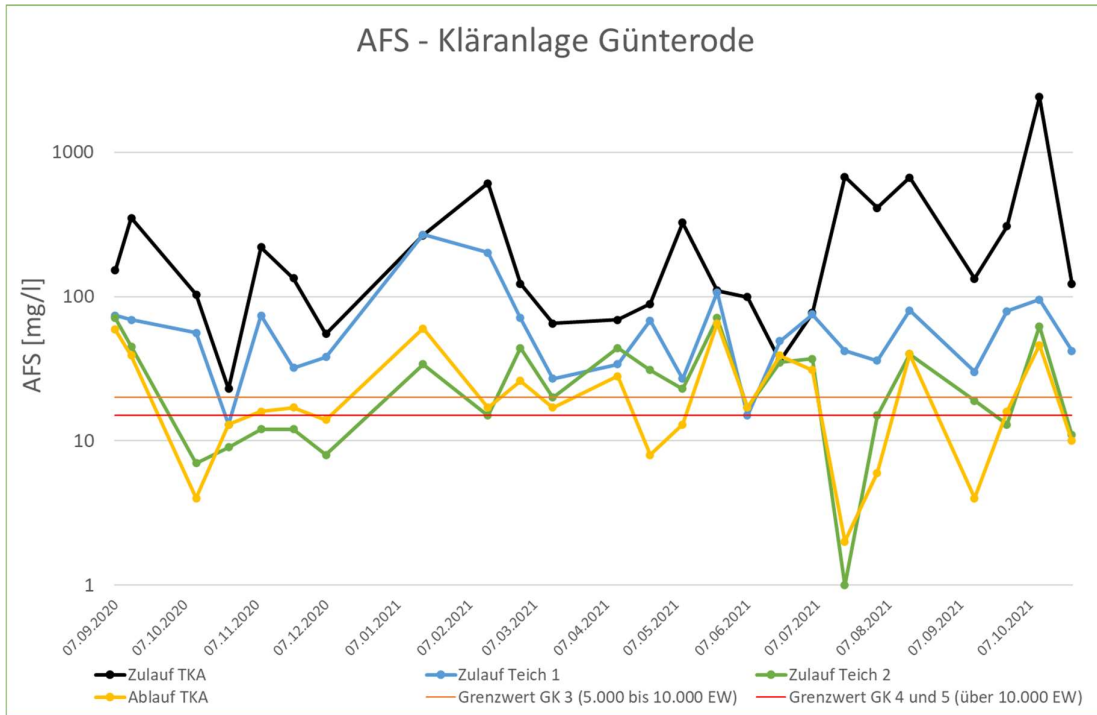


Abbildung 17: Entwicklung des Parameters AFS während der Projektlaufzeit in logarithmischer Skalierung Y-Achse am Standort Günterode (Schieblich & Lautenschläger 2022)

3.2.5 Parameter Phosphor

Die nachfolgende Grafik zeigt die gesammelten Messwerte für ortho-Phosphat (o-PO₄ in mg/l) im Verlauf der Untersuchungen an den unterschiedlichen Messstellen vom Zulauf Kläranlage (schwarz) mit jedem Reinigungsschritt der Kläranlage heller farblich dargestellt bis zum Ablauf (gelb).

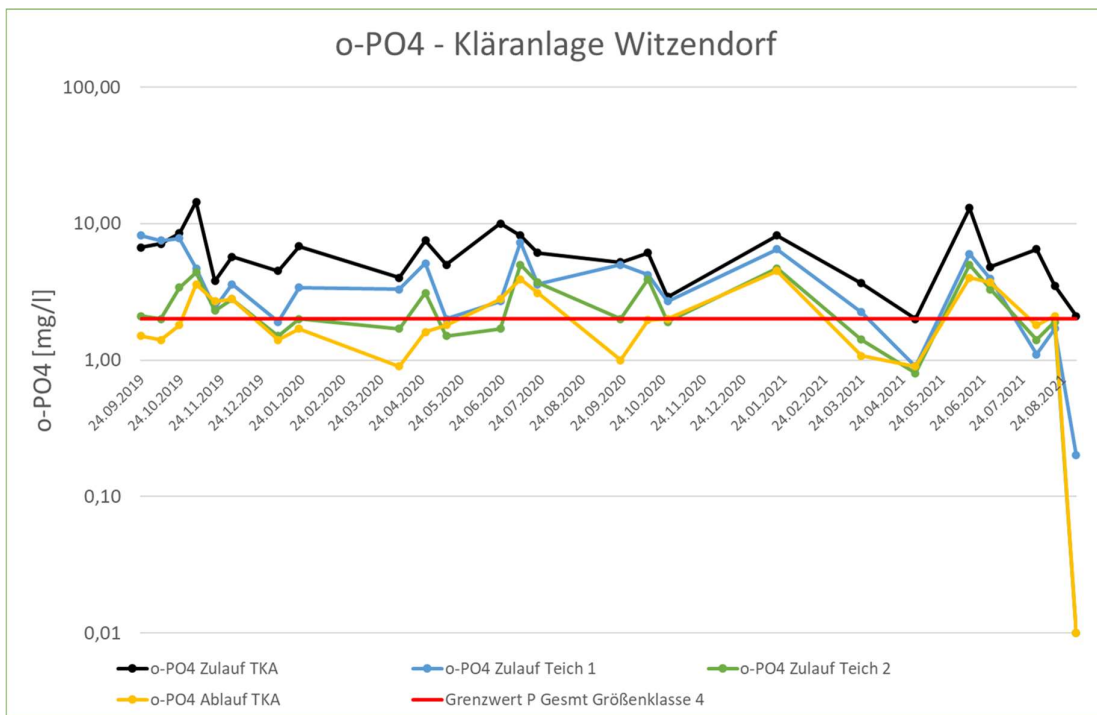


Abbildung 18: Entwicklung der Messwerte für o-PO₄ im Projektzeitraum (Standort: Witzendorf)

Messwerte zum Vergleich vor der Installation des Anlagenkonzeptes standen nicht zur Verfügung. Nichtsdestotrotz wurde eine deutliche Reduktion bei diesem Parameter detektiert. Für eine kontinuierliche Einhaltung des Grenzwertes (Größenklasse 4 angenommen, doch bei der Anlage nicht relevant, da kein aktueller Überwachungswert) wären zusätzliche Maßnahmen wie z. B. P-Fällung oder P-Adsorption notwendig, wenn dieser Grenzwert von der Wasserbehörde in der Zukunft relevant werden würde.

Nichtsdestotrotz konnte ein Beitrag zur P-Elimination des Anlagenkonzeptes in Höhe von durchschnittlich 50 % und mehr nachgewiesen werden.

Ein ähnliches Ergebnis konnte auf der Pilotanlage Schleiz anhand des P-Gesamt nachgewiesen werden.

Die Messwerte für Witzendorf und Schleiz sind in den Abbildung 20 und 20 dargestellt. Im Projektzeitraum konnte der Grenzwert nicht unterschritten werden, doch auch hier war ein deutlicher Beitrag (im Durchschnitt 54 % im Projektzeitraum) der Teichmatten und des Biofilmes nachweisbar.

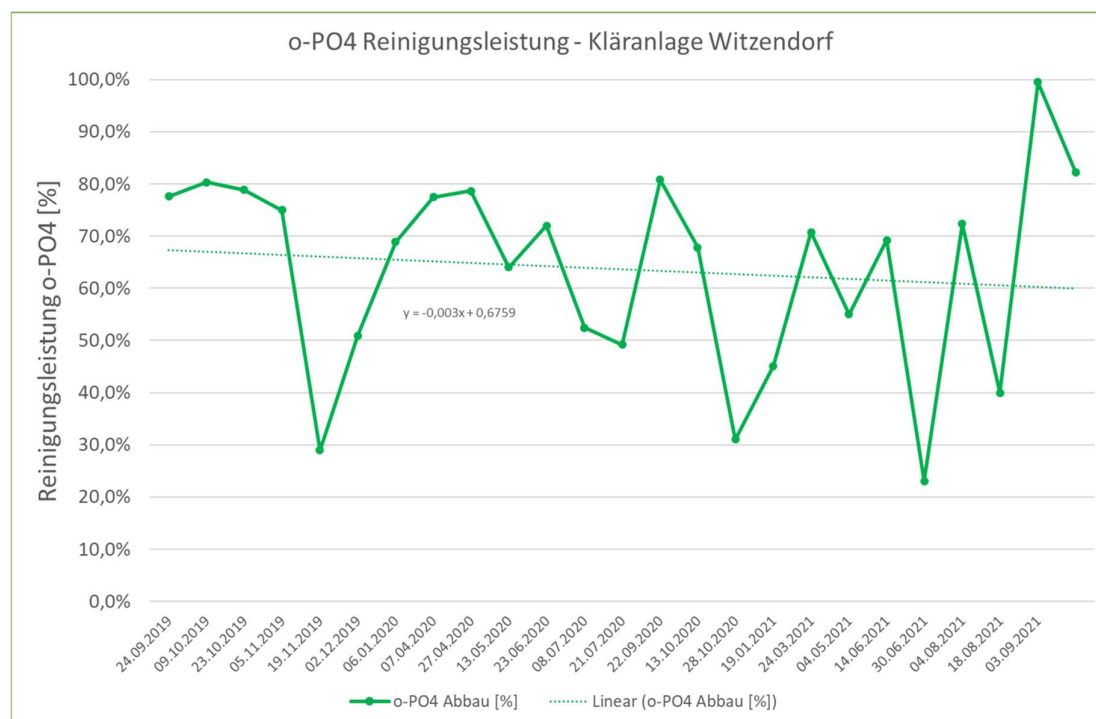


Abbildung 19: o-PO4 Reinigungsleistung (Standort: Witzendorf)

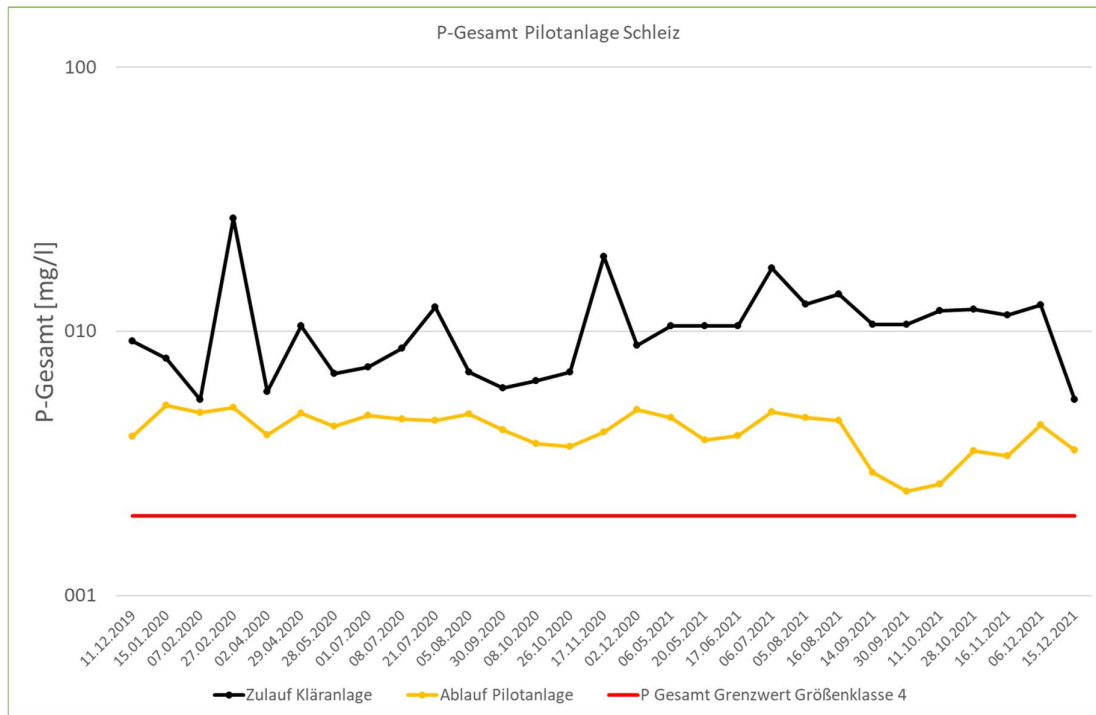


Abbildung 20: Entwicklung der Messwerte P-Gesamt (Standort: Schleiz)

3.3 Pflanzenauswahl und erforderliche Größe der Teichmatten

Die Auswahl der verwendeten Pflanzen auf den Teichmatten war vom Lieferanten und dessen Erfahrung aus anderen Bereichen wie der Seesanierung vorkultiviert und vorgegeben. Dies wird vom Hersteller als Pflanzschema bezeichnet und enthält niedrigwachsende und hochwachsende Arten.

Das Pflanzschema Bestand aus einer Auswahl der folgenden Spezies:

Pflanzschema N1.0 (niedrigwachsende Arten):

- 1 Sumpf-Segge (*Carex gracilis / acutiformis*)
- 2 Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*)
- 3 Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*)
- 4 Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*)
- 5 Flatter-Binse (*Juncus effusus*)
- 6 Gewöhnlicher Blutweiderich (*Lythrum salicaria*)
- 7 Schwanenblume (*Butomus umbellatus*)

Pflanzschema H1.0 (hochwachsende Arten):

- 1 Scheinzypergras-Segge (*Carex acutiformis / pseudocyperus*)
- 2 Schmalblättriger Rohrkolben (*Typha angustifolia*)
- 3 Kalmus (*Acorus calamus*)
- 4 Schilfrohr (*Phragmites australis*)

5 Gewöhnliche Teichbinse (*Scirpus lacustris / maritimus*)

6 Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima*)

7 Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*)

Am Pilotstandort in Schleiz sowie am dritten Standort in Günterode kam dieses Pflanzschema einjährig vorkultiviert zum Einsatz. Die Ausstattung der TKA Witzendorf erfolgte mit den ursprünglich gleichen, jedoch zwischenzeitlich auf einer anderen TKA weiter vorkultivierten und somit insgesamt vier Jahre vorkultivierten Teichmatten.

Da prinzipiell die vorhandene Wurzelstruktur (z. B.: Länge, Dicke und Verzweigung der Wurzeln) und die damit vorhandene Aufwuchsfläche für den Prozess relevant ist, wurde am 02.07.2021 eine Begutachtung ausgewählter Pflanzen vor Ort durchgeführt, um in der Zukunft die Auswahl der Pflanzen auf den Prozess anpassen zu können für eine höhere Leistungsfähigkeit. Dabei wurden neben der Bepflanzung der Teichmatten auch bereits vor Ort vorhandene Spezies berücksichtigt.

Es zeigten sich deutliche Unterschiede bei der Entwicklung der Pflanzen und deren Wurzelstruktur, nach Spezies aber auch standortabhängig. Nachfolgend sind einige Pflanzen anhand einer Fotodokumentation festgehalten und bewertet (Abbildungen 21 bis 27). Auch einige Pflanzen, welche nicht im Pflanzschema bei Installation mit vorhanden waren, haben sich teilweise angesiedelt (z. B.: Gift-Hahnenfuss).

Die am stärksten ausgeprägten Wurzelwerke und damit Aufwuchsflächen zeigten sich (an der Mattenunterseite) bei Gelber Gauklerblume, Igelkolben und verschiedenen Seggen. Am schlechtesten für den Prozess wurden (an den betrachteten Standorten und bzgl. der vorausgewählten Pflanzenarten) durch kurze oder teilweise nur sehr wenige Wurzeln an der Mattenunterseite die Pflanzen Sumpf-Dotterblume, Scheinzypergras-Segge und Gift-Hahnenfuss bewertet. Gift-Hahnenfuss ist je nach Standort nicht zu vermeiden, da diese einjährige Pflanze gut samt und sich selbst ansiedelt.



Abbildung 21: Segge mit enormem Wurzelvorhang

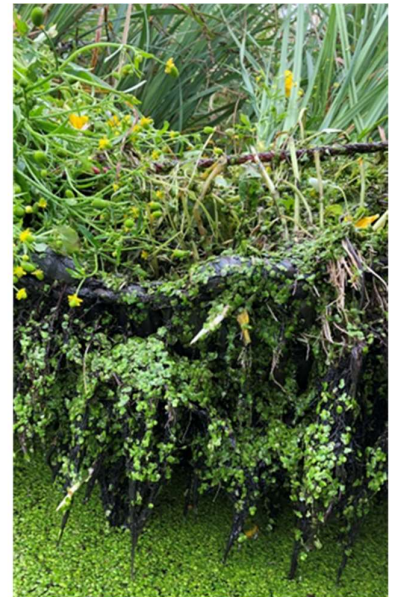


Abbildung 22: Gauklerblume mit kurzen, doch vereinzelt sehr langen Wurzeln mit hoher Anzahl und Bewuchs

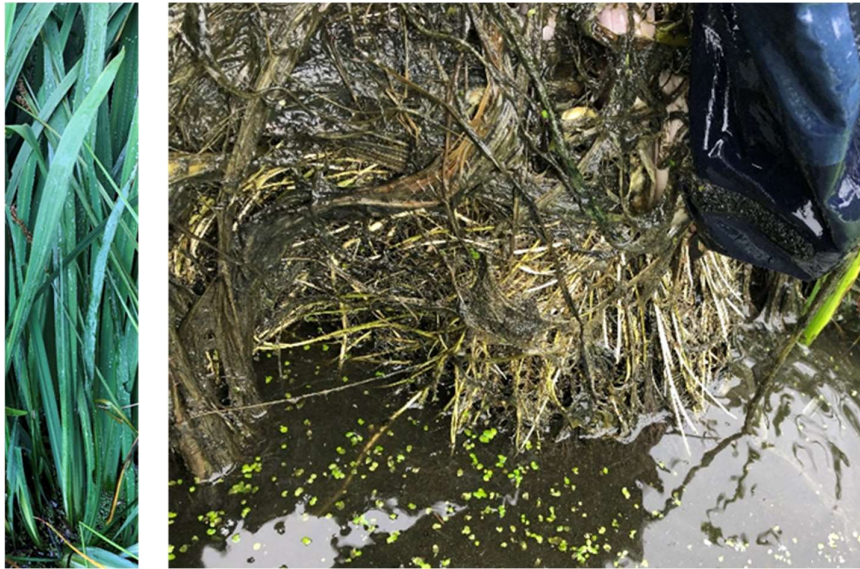


Abbildung 23: Igelkolben mit mäßig langen Wurzeln, doch hohe Anzahl und guter Bewuchs



Abbildung 24: Blaugrüne Binse mit kurzen Wurzeln, doch in hoher Anzahl und mit viel Bewuchs

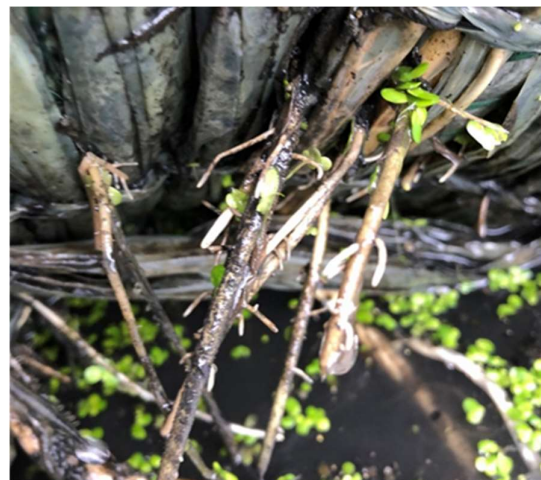
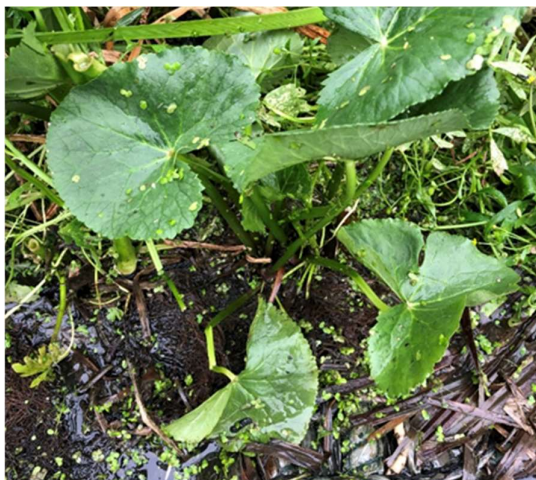


Abbildung 25: Sumpf-Dotterblume mit sehr kurzen und wenigen Wurzeln



Abbildung 26: Blutweiderich mit eher kurzen Wurzeln, mittlere Anzahl und nur mäßiger Bewuchs



Abbildung 27: Scheinzypergras-Segge sehr hoch gewachsen, doch sehr kurze und wenige Wurzeln

Zusammenfassend ist zu sagen, dass einige Pflanzen sich gar nicht durchgesetzt haben, einige für den Prozess nur sehr überschaubare Wurzelwerke ausbilden und andere dagegen sehr stark wurzelten, teilweise sogar eine Art von Vorhang ausbildeten, welche für die Strömunglenkung durch die Teichmatten sinnvoll sind. Bei zukünftigen Projekten ist zu empfehlen, einige Pflanzen erst gar nicht zu pflanzen, da diese keinen Mehrwert für den Prozess liefern. Andererseits ist ein Ansiedeln von nicht mit kultivierten Pflanzen im Betrieb auch nicht zu verhindern. Am Ende ist dies auch stark

standortabhängig (Lichtverhältnisse, Temperaturen, Abwasserqualität), sodass ein breites Pflanzschema auch Sinn ergibt, um hohe standortspezifische Ausfälle bestimmter Pflanzen zu reduzieren.

Brüders (2005) untersuchte, welche Makrophytenspezies für den Einsatz in Abwasserteichen in hiesigen Klimaten geeignet sind. Neben der Reinigungsleistung spielten bei dieser Untersuchung auch ökologische Aspekte wie Habitatvielfalt eine Rolle. Für die Wahl der Pflanzen wurde eine Differenzierung nach Nährstoffbelastung des Teiches und eine Mahd zur Entnahme der Biomasse und somit auch der aufgenommenen Nährstoffe empfohlen.

Im Projekt stand dagegen die mögliche Aufwuchsfläche für Mikroorganismen im Vordergrund. Die Wurzeloberfläche dient als Aufwuchsfläche für die für die Nitrifikation sowie Denitrifikation notwendigen Mikroorganismen. Um die verfügbare Wurzeloberfläche abschätzen zu können, wurden am STIMULATE Magdeburg⁹ mittels MRT-Untersuchungen an drei zweijährig in Betrieb befindlichen, ursprünglich einjährig vorkultivierten Proben sowie zwei einjährig vorkultivierten Proben eines weiteren Teichmattenanbieters entsprechende Abschätzungen durchgeführt.

Die Analyse der Wurzeloberflächen der drei Proben des dritten Versuchsstandortes (nach zweijähriger Betriebsphase, vgl. Abbildung 28) ergaben zwischen 17,7 und 19 m² Wurzeloberfläche pro m² Teichmatte¹⁰. Headley & Tanner (2006) weisen nach 2 Jahren ebenfalls ca. 15 m² pro m² Teichmatte aus, nach 7 Jahren 114 m².



Abbildung 28: Teichmattenausschnitt vom Standort Günterode nach zweijährigem Anlagenbetrieb (rechts) sowie dessen Ausbau im April 2021 (links, Bildrechte: Eichsfeldwerke)

Unter Nutzung der Vorgaben des DWA-Arbeitsblattes 222 (DWA 2011) für Mindestflächen für freibewegliche Aufwuchskörper wurden die notwendigen Teichmattenflächen je nach Teichgröße

⁹ Forschungscampus STIMULATE, Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg, Lehrstuhl Medizinische Telematik und Medizintechnik

¹⁰ Die einjährig vorkultivierten Proben eines weiteren Anbieters ergaben für die Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) 7-15,7 m² Wurzeloberfläche pro Quadratmeter Teichmatte und für *Carex pseud.* 15,4 bis 18,5 m² Wurzeloberfläche pro m² Teichmatte. Die Werte wurden von einem Probenstück von einer A4-Seiten-Größe auf 1 m² hochgerechnet. Die Ergebnisse dienen lediglich der Abschätzung.

abgeschätzt (vgl. Tabelle 2). DWA (2011) gibt je nach Ausbaugröße des Teiches für eine Nitrifizierung 40 m² (50 Einwohner) bis 20 m² (1000 Einwohner) notwendige Oberfläche der freibeweglichen Aufwuchskörper pro Einwohner vor. Für die Abschätzungen in Tabelle 2 wurden 30 m² spezifische Wurzeloberfläche pro m² Teichmatte zugrundegelegt.

Auf Basis der genannten Untersuchungsergebnisse (Tabelle 2) können die für unterschiedliche Teichgrößen erforderlichen Bedeckungsgrade mit Teichmatten abgeleitet und damit die ursprüngliche grobe Annahme von 20 bis 40% Mattenbelegung differenzierter ausgewiesen werden. Bei einem Neubau wird auf eine möglichst kleine Teichgröße abgezielt, erfolgt eine Nachrüstung bestehender Teiche, sind diese oft größer als für das untersuchte Konzept eigentlich notwendig. So stehen in Witzendorf aktuell gut 9 m² Teichfläche pro EW, in Günterode knapp 8 m² zur Verfügung. Hier kann die Ausstattung der Teiche in Anlehnung an Tabelle 2 mit Teichmatten erfolgen.

Es ist zu beachten, dass erst nach einer mehrjährigen Anlaufphase ausreichend Wurzeloberfläche ausgebildet ist, um die volle Leistungsfähigkeit zu erzielen.

Tabelle 2: Notwendiger Bedeckungsgrad mit Teichmatten für verschiedene Teichoberflächen pro EW auf Basis der nach DWA-A 222 (DWA 2011) vorgegebenen Mindestaufwuchsflächen für Nitrifizierung

	50 EW	60 EW	70 EW	80 EW	100 EW	200 EW	300 EW	400 EW	500 EW	800 EW	1000 EW
2 m ²	66,67%	66,32%	65,96%	65,61%	64,91%	61,40%	57,89%	54,39%	50,88%	40,35%	33,33%
3 m ²	44,44%	44,21%	43,98%	43,74%	43,27%	40,94%	38,60%	36,26%	33,92%	Bei 30 m ² Wurzeloberfläche pro m ² Matte erst ab ca. 800 EW spezifische Teichgröße von 2 m ² möglich.	22,22%
4 m ²	33,33%	33,16%	32,98%	32,81%	32,46%	30,70%	28,95%	27,19%	25,44%		16,67%
5 m ²	26,67%	26,53%	26,39%	26,25%	25,96%	24,56%	23,16%	21,75%	20,35%		13,33%
6 m ²	22,22%	22,11%	21,99%	21,87%	21,64%	20,47%	19,30%	18,13%	16,96%		11,11%
7 m ²	19,05%	18,95%	18,85%	18,75%	18,55%	17,54%	16,54%	15,54%	14,54%		9,52%
8 m ²	16,67%	16,58%	16,49%	16,40%	16,23%	15,35%	14,47%	13,60%	12,72%	8,33%	

3.4 Anmerkungen zu weiteren Untersuchungsergebnissen an einem dritten Standort
Parallel zum hier beschriebenen Forschungsprojekt wurden weitere Betriebserfahrungen an einem zusätzlichen Kläranlagenstandort in Thüringen gesammelt.¹¹ Ertüchtigt wurde eine 1983 erbaute, auf 600 EW ausgelegte (DWA 2020/2021) TKA. Aktuell (Jahr 2019) sind 530 Einwohnerwerte (ausschließlich Privathaushalte) im Mischsystem angeschlossen. Die Anlage umfasst ein Absetzbecken und zwei Teiche (vgl. Abbildung 29). Bezogen auf 60 g pro Einwohner¹² und Tag Zulauffracht liegt die Raumbelastung $B_{R,BSB}$ deutlich unter $25 \text{ g} / \text{m}^3 \cdot \text{d}$. Die anzusetzende Teichoberfläche beträgt ca. $7,7 \text{ m}^2 / \text{EW}$. Es gelten die umweltrechtlichen Vorgaben gemäß Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwV) für GK 1.



Abbildung 29: Luftbildaufnahme Teichkläranlage Günterode im Herbst 2019, Versuchsanordnung 1 (Bildrechte: Eichsfeldwerke)

Auch an diesem Standort fanden Untersuchungen über einen Zeitraum von zwei Jahren mit unterschiedlicher Mattenbelegung und -anordnung statt. Nähere Informationen können auf Anfrage dem zugehörigen Abschlussbericht entnommen werden (vgl. auch Schieblich et al. 2023).

An diesem Standort konnten durch die Ertüchtigung die Ablaufwerte BSB 5 und CSB ohne nachweisbare Einbrüche der Reinigungsleistung der Kläranlage im Projektzeitraum 2020/2021 stabilisiert werden, basierend auf den durchgeführten Stichprobenmessungen. Außerdem waren statistisch verbesserte Ablaufwerte und damit eine Verbesserung der Reinigungsleistung nachweisbar bzgl. CSB (von 74,57 % auf 87,55 % Reinigungsleistung der Kläranlage), BSB 5 (von 87,41 % auf 93,34 % Reinigungsleistung der Kläranlage).

¹¹ Vgl. Schieblich et al. (2023).

¹² DWA (2016)

Hinsichtlich des Ziels der Nitrifikation konnte auch eine zeitgleiche Denitrifikation im Teich 1 beobachtet werden. Somit kann auf eine Rezirkulation aus dem zweiten Teich zurück in den Teich 1 als mögliche Optimierung verzichtet werden. Die Grenzwerte für Anlagen der GK 3 bis 5 (10 mg NH₄-N/l) wurden zeitweise unterschritten. In den Sommermonaten mit steigenden Temperaturen und Trockenwetterzufluss (anaerober Zulauf) sanken die Sauerstoffwerte stark ab, sodass der Sauerstoffeintrag allein durch OLOIDe nicht ausreichte. Die Reinigungsleistung konnte nur durch zusätzliche Belüftung aufrechterhalten werden. Bei ausreichender Sauerstoffversorgung wurden Reinigungsleistungen über 50 % bis maximal 90,9 % nachgewiesen. Die Reinigungsleistung bzgl. Gesamtstickstoff (Nges) lag bei über 50 % und maximal 74,2 %.

Auch an diesem Standort eliminierte der gut ausgerüstete Klärteich 1 schon nahezu alle Nährstoffe. Somit können bestehende Klärteiche 2 als Schönungsteiche (Desinfektion durch UV-Licht) genutzt werden oder mittels Phosphatadsorbern als nachgeschaltete Phosphatelimination betrieben werden. Die OLOIDe können dazu beitragen, Wasserlinsen zu reduzieren und dadurch eine Desinfektion mittels UV-Licht begünstigen.

3.5 Zwischenfazit Reinigungsleistung

Das untersuchte Anlagenkonzept erlaubt eine weitere Verbesserung und Stabilisierung der Ablaufwerte besonders nachweislich auf CSB und BSB sowie abfiltrierbare Stoffe. Die Reinigungsleistungen bei den Stickstoffparametern waren im Hinblick auf die sehr niedrigen Abwassertemperaturen in Witzendorf und die Schwierigkeiten mit der Solartechnik als sehr gut einzuschätzen. In Schleiz konnte bei höheren Temperaturen zuverlässig eine Nitrifikation und Denitrifikation gezeigt werden. Somit können diese Optimierungsmaßnahmen eine gute Alternative zum Neubau, aber insbesondere auch für Umrüstung bestehender Anlagen darstellen gegenüber aktuell verwendeten Optimierungsmaßnahmen nach Stand der Technik (z. B. Umbau der Teiche zu SBR-Betrieb, Vorschaltung einer Scheibentauchkörperanlage, kompletter Ersatz durch Pumpstationen zu größeren benachbarten Kläranlagen).

Es kann festgehalten werden, dass der Flächenverbrauch gegenüber konventionell belüfteten Teichen verkleinert werden kann, da die Reinigungsleistung sich verbesserte durch die erhöhte Biofilmverfügbarkeit.

Der reine Solarbetrieb muss derzeit noch als nicht empfehlenswert bewertet werden.

3.6 Betriebserfahrungen

- Der Einsatz natürlicher Biofilmaufwuchsträger förderte die Ansiedlung von Nitrifikanten (sowie Denitrifikanten).
- Zur Auswahl geeigneter Pflanzenspezies in Abwasserteichen in hiesigen Klimaten liegen nur sehr eingeschränkt Erfahrungen vor. Es setzten sich nur bestimmte Pflanzenarten der ursprünglichen Bepflanzung durch. Die jeweiligen Standortbedingungen, z. B. auch die Lichtverhältnisse, beeinflussten diesen Selektionsprozess zusätzlich. Es erfolgte außerdem eine signifikante Ansiedlung weiterer Arten.
- Nicht alle Pflanzen entwickelten sich gleich gut nach unten (Wurzeln) und oben (Pflanzenhöhe) bzw. bildeten unterschiedliche Wurzelstrukturen aus, sodass anhand der gewählten Pflanzen in der Zukunft die am besten adaptierten Pflanzen aus den Versuchen genutzt werden sollten für eine noch bessere Abbauleistung durch größere Biofilmaufwuchsfläche.
- Die Wurzelbildung wird von der Nährstoffkonzentration im Wasser beeinflusst. Wurzelbildung im freien Wasser ist anzustreben. Dafür ist eine Mindestvorziezeit erforderlich und eine geeignete Mattenträgerkonstruktion zu wählen. In Günterode kam es

zu einem unerwarteten Wuchsverhalten: die Wurzeln durchdrangen das Mattenträgermaterial nicht, sondern wuchsen flächig auf. Dagegen zeigten die Pflanzen in Witzendorf und Schleiz deutlichere Wurzelstrukturen auf der Unterseite der Mattenkonstruktion.

- Am Standort Günterode kam es zu einem sehr starken Wachstum der Pflanzen im ersten Untersuchungsjahr, der zu einer deutlich über 40% liegenden Bedeckung der Wasseroberfläche führte. Dieses sehr starke Wuchsverhalten konnte an den anderen beiden Standorten nicht in diesem Maße beobachtet werden.
- Zum Pflegeaufwand der Teichmatten und ihrem Einfluss auf den Schlammanfall liegen noch keine ausreichenden Erfahrungen vor. Eine Mahd oder Entnahme von Biomasse erfolgte während des Untersuchungszeitraumes nicht.
- Die natürlichen Biofilmaufwuchsträger zeigten eine deutliche Filterwirkung (Rückhalt von abfiltrierbaren Stoffen/Partikel/Algen). Die Positionierung der Matten am Auslauf fördert die Filterleistung.
- Es ist darauf zu achten, dass es durch die auf TKA häufig zum Einsatz kommenden Prallteller zur Sauerstoffanreicherung im Zu- oder Überlauf von Teichen nicht zu einem ständigen Beregnen der Teichmatten kommt, weil es dadurch zum Absterben der Pflanzen kommen kann.
- Teichmatten werden von verschiedenen Herstellern angeboten. Neben der Wahl geeigneter Pflanzenarten sollte auf das verwendete Trägermaterial geachtet werden. So erschwerten kaum lösbare Verbindungen die Demontage der Teichmattenkonstruktion zur Veränderung der Versuchsanordnung stark.
- Die Materialien der Trägerkonstruktion beeinflussen auch die Lebensdauer und Entsorgungsanforderungen/-kosten. Zur Lebensdauer der Teichmatten liegen kaum Erfahrungen vor. Dies gilt insbesondere für den Einsatz in Abwasserteichen. Die für den Versuchsaufbau verwendete Mattenkonstruktion kann diesbezüglich nicht empfohlen werden, da sie aufgrund ihres Aufbaus (vgl. Abbildung 28) eine Wiederverwendung verhindert und zu hohen Entsorgungskosten führen würde.
- Der OLOID unterdrückt Wasserlinsenbildung, welche den natürlichen Sauerstoffeintrag über die Wasseroberfläche beeinträchtigen.

4 Ökologische Nachhaltigkeit des untersuchten verfahrenstechnischen Ansatzes

Die Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie benennt u. a. Energiewende und Klimaschutz, Kreislaufwirtschaft sowie Nachhaltiges Bauen [...] als Transformationsbereiche zur Adressierung der angestrebten Nachhaltigkeitsziele¹³. Damit einher gehen u. a. massive Reduktionsziele für Treibhausgasemissionen, zu denen neben weiteren Energieeffizienzsteigerungen und -verbrauchssenkungen die Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien beitragen soll. Im Klimaschutzgesetz¹⁴ werden Treibhausgasemissionsminderungsziele bzw. zulässige Jahresemissionsmengen national und für verschiedene Sektoren definiert. Dazu zählt auch der Bereich der Abwasserbehandlung. Auch in der Nationalen Wasserstrategie¹⁵ wird eine Mission für die

¹³ Die Bundesregierung [Hrsg.] (2021).

¹⁴ Die Bundesregierung [Hrsg.] (2023), <https://www.bundesregierung.de/breg-de/aktuelles/klimaschutzgesetz-2197410>.

¹⁵ BMUV [Hrsg.] (2023), https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nationale_wasserstrategie_2023_bf.pdf.

zukünftige wasserwirtschaftliche Daseinsvorsorge mit nachhaltiger und klimaresilienter wasserbezogener Infrastruktur sowie eine weitere Verringerung von Schad- und übermäßigen Nährstoffeinträgen in Gewässer aufgezeigt. Gleichzeitig wird auch in der Nationalen Wasserstrategie die „nachhaltige Nutzung von Energie und Ressourcen“¹⁶ eingefordert. Auch die DWA greift diese Thematik auf und legte kürzlich mit den zwei Merkblättern Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung DWA-M 230-1 und -2 (DWA 2022) einen methodischen Rahmen zur Bilanzierung von Treibhausgasemissionen für Abwasserbehandlungsanlagen vor.

Bei allen (wirtschaftlichen) Aktivitäten ist die Nutzung natürlicher Ressourcen schonend zu gestalten. Auch Investitionen in wasserwirtschaftliche Infrastruktur sind dementsprechend klima- und ressourcenschonend auszurichten. Dabei gilt es nicht nur die Energieeffizienz des Betriebs der Anlagen, sondern auch den Material- und Energieverbrauch des gesamten Anlagenlebenszyklus (vgl. Abbildung 30) bereits bei Konzeptentwicklung und –planung zu berücksichtigen.

Produkt		Bau		Nutzung							Ende Lebensweg			Poten- ziale		
A1 - Rohstoffbereitstellung / - verarbeitung	A2 - Transport zum Hersteller	A3 - Herstellung	A4 - Transport zur Baustelle	A5 - Einbau	B1 - Nutzung / Anwendung des Produkts	B2 - Instandhaltung	B3 - Reparatur	B4 - Ersatz	B5 - Umbau / Erneuerung	B6 - Energieeinsatz für TGA	B7 - Wassereinsatz für TGA	C1 - Rückbau / Abriss	C2 - Transport	C3 - Abfallbehandlung	C4 - Deponierung	D - Wiederverwendungs-, Rückgewinnungs-, Recyclingpotenzial

Abbildung 30: Lebenszyklusperspektive (hier am Beispiel der DIN EN 15 804 (DIN 2020))¹⁷

Im Rahmen des Projektes wurde untersucht, mit welchen Material- und Energieverbräuchen unterschiedliche Gestaltungsvarianten des untersuchten verfahrenstechnischen Konzeptes verbunden sind, und inwiefern sich Empfehlungen für eine ressourcenschonende Auslegung des Konzeptes ableiten lassen.

4.1 Optimierung des Anlagendesigns

Zur Bewertung der Klimaschutz- und Ressourcenschonungspotenziale wurde eine LCA-Untersuchung durchgeführt. Die Auswertung der resultierenden Umweltwirkungen erfolgte im ersten Schritt für den Wirkungsindikator GWP-gesamt¹⁸ für die Lebenszyklusphasen Produktion, Einbau und Nutzung (LC A + B), (vgl. Abbildung 30) für die Herstellung und den Betrieb der Teiche selbst sowie die Ausstattung mit Biofilmaufwuchsträgern (Teichmatten) und Belüftungsaggregaten. Die folgenden Betrachtungen (Kapitel 4.1.1) beziehen sich somit nur auf einen ausgewählten Teil des Kläranlagenstandortes.

4.1.1 Teichgröße und Energiebedarf für die Belüftung

Grundlegende Gestaltungsparameter stellen die Teichgröße (hier Oberfläche)¹⁹, die Ausstattung mit Teichmatten und die erforderliche Belüfterleistung dar. Für 50, 200, 500 und 1000 angeschlossene

¹⁶ Ebd., S. 13.

¹⁷ Zu möglichen Bilanzierungsansätzen vergleiche auch DWA (2022).

¹⁸ Vgl. DIN (2020), Wirkungskategorie Klimawandel-gesamt, Indikator Treibhauspotenzial insgesamt in kg CO₂-Äq., Basisdatenmodell von 100 Jahren des IPCC (Weltklimarat).

¹⁹ Der Einfluss der Teichtiefe auf z. B. die erforderliche Belüfterleistung ist bei den Bilanzierungen nicht berücksichtigt.

EW wurde der Zusammenhang zwischen Ausbaugröße, m² Teichoberfläche pro EW und erforderlicher Belüftungsenergie bilanziert. Die erforderliche Ausstattung mit Teichmatten ergibt sich aus Tabelle 2. Für den Strombezug wurden außerdem drei Varianten bilanziert: Strommix_D 2020, Strombezug über Photovoltaik und Strommix_Szenario 2050²⁰. Die Belüftung erfolgt zunächst über OLOIDe²¹. Ab einer Ausbaugröße von ca. 300 EW kann es erforderlich werden, zusätzlich andere Belüftungsaggregate zuzuschalten²².

Danach ergeben sich bezüglich des Wirkungsindikators GWP-gesamt in t CO₂-Äq. die in den Abbildungen 31 bis 34 dargestellten Ergebnisse für Anschlussgrößen von 50 bis 1000 EW für Teichgrößen von 2 bzw. 3 bis 6 m² pro EW.

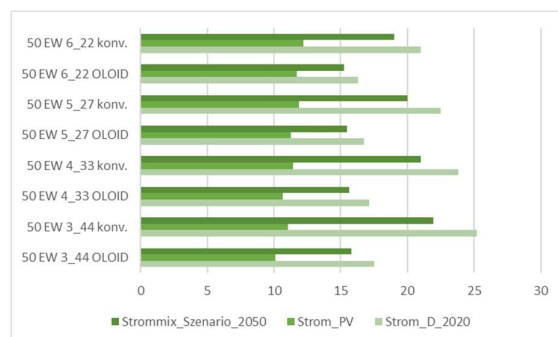


Abbildung 31: GWP-gesamt in t CO₂-Äq. bei 50 EW

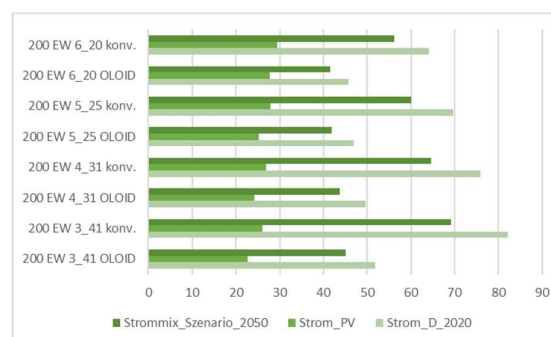


Abbildung 32: GWP-gesamt in t CO₂-Äq. bei 200 EW

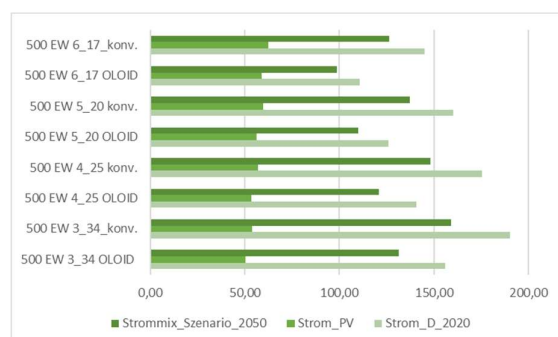


Abbildung 33: GWP-gesamt in t CO₂-Äq. bei 500 EW

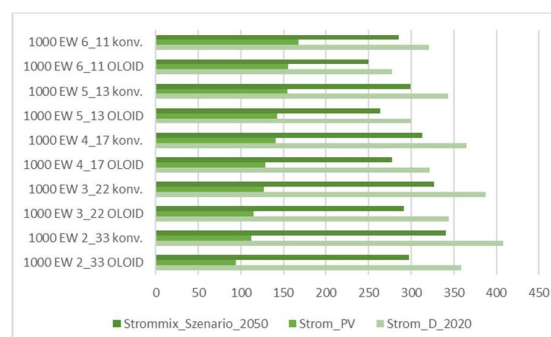


Abbildung 34: GWP-gesamt in t CO₂-Äq. bei 1000 EW

Es zeigt sich, dass der Anteil des Stromverbrauchs für den Betrieb der Belüfter am Wirkungsindikator GWP-gesamt beispielhaft für eine spezifische Teichgröße von 4 m² pro EW und die Variante Strommix_D 2020 zwischen 44% (50 EW), 60% (200 EW), 73% (500 EW) und 71% (1000 EW) beim Einsatz von OLOIDEN (+ ggf. Zusatzbelüftung) sowie 61% (50 EW), 76% (200 EW), 79% (500 EW) und 72% (1000 EW) bei ausschließlicher Einsatz anderer Belüftungsaggregate liegt. Für darüberliegende Ausbaugrößen gleicht sich der Stromverbrauch für die Belüftung zunehmend an.

Aufgrund des zukünftig zunehmenden Anteils erneuerbarer Energien im deutschen Strommix ergeben sich für die Variante Strommix_Szenario 2050 geringere Anteile der auf den Stromverbrauch

²⁰ Basierend auf Ökobaudat-Datensätzen, Stand 2022 für Strom für Gebäudebetrieb 2020 (0,4601 kg CO₂-Äq. / kWh), Strom aus PV (0,06828 kg CO₂-Äq. / kWh), Strom-Mix-Szenario 2050 (0,3698 kg CO₂-Äq. / kWh).

ACHTUNG: Es stehen inzwischen aktualisierte Datensätze zur Verfügung. Siehe <https://www.oekobaudat.de/>.

²¹ Mit Frequenzumrichter und damit minimiertem Stromverbrauch von 0,52 kWh pro kg O₂ für einen OLOID 400.

²² Für die Zusatzbelüftung wurde ein Stromverbrauch von 1 kWh pro kg O₂ angenommen.

in der Nutzungsphase zurückzuführenden t CO₂-Äq.²³. Dennoch trägt der Stromverbrauch in der Nutzungsphase somit nach wie vor maßgeblich zur Gesamtbilanz der Wirkungskategorie GWP-gesamt bei. Wird ein auf erneuerbaren Energien beruhender Strombezug angenommen macht dieser bzgl. des genannten Wirkungsindikators im Vergleich zur Gesamtbilanz LC A + B nur noch ca. 11% (50 EW), 18% (200 EW), 29% (500 EW) und 26% (1000 EW) beim Einsatz von OLOIDEN (+ ggf. Zusatzbelüftung) sowie 19% (50 EW), 32% (200 EW), 36% (500 EW) und 28% (1000 EW) bei ausschließlichem Einsatz anderer Belüftungsaggregate aus.

Durch den Einsatz der Oloide kann eine Reduzierung des Stromverbrauchs in der Nutzungsphase gegenüber einem ausschließlichen Einsatz anderer, üblicher Belüftungsaggregate für die betrachteten Anlagengrößen erreicht werden. In den betrachteten Fällen liegt dieses Reduzierungspotenzial rechnerisch bei ca. 48%²⁴ für kleine Teiche, die ausschließlich mit OLOIDEN betrieben werden können. Je größer die Teiche und je größer der notwendige Anteil an Zusatzbelüftung, desto geringer sind diese Reduzierungspotenziale. Bei einer Anschlussgröße von 1000 EW mit 4 m² Teichoberfläche pro EW ergibt sich eine rechnerische Reduzierung um ca. 14%. Weltweit sind auf dem Markt vereinzelt aber auch ähnlich energieeffiziente Belüftungsaggregate verfügbar. Ferner ist zu beachten, dass für die im Einzelfall notwendige Belüftungsleistung weitere Faktoren wie die Teichgeometrie / -tiefe oder die Nutzung von Optimierungspotenzialen im Betrieb von Bedeutung sein können.

Die Teichgröße beeinflusst auch die erforderliche Belüftungsleistung. Ohne Berücksichtigung sonstiger Effekte wie Teichtiefe nimmt die erforderliche Belüftungsleistung mit zunehmender spezifischer Teichoberfläche bei den zugrunde gelegten Berechnungsannahmen ab²⁵. Dem stehen erhöhte Umweltwirkungen, Flächen- und Ressourcenverbräuche im Zusammenhang mit der Errichtung der Teiche gegenüber. Die Herstellung, einschließlich Transportprozesse, der Teiche trägt bei 3 bzw. 6 m² pro EW ca. 20/17% bzw. 34/26% (50 EW), 22/14% bzw. 41/29% (200 EW), 16/13% bzw. 39/30% (500 EW) und 13/11% bzw. 29/25 (1000 EW) beim Einsatz von OLOIDEN (+ ggf. Zusatzbelüftung) / ausschließlichem Einsatz anderer Belüftungsaggregate zum Wirkungsindikator GWP-gesamt bei.

Bei einer Ausbaugröße von 50 EW ergeben sich für LC A + B mit OLOID und 3 m² Teichfläche pro EW 17,5 t CO₂-Äq. bzw. 16,3 t CO₂-Äq. für 6 m² (Strommix_D 2020); bei Nutzung erneuerbarer Energien entsprechend 10,1 t CO₂-Äq. bzw. 11,7 t CO₂-Äq. Für die anderen Anschlussgrößen gilt entsprechend 52/46 bzw. 23/28 t CO₂-Äq (200 EW), 156/111 bzw. 50/59 (500 EW); 344/278 bzw. 115/156 (1000 EW). Da (unter Beachtung der Berechnungsannahmen) mit geringerer spezifischer Teichgröße die erforderliche Belüftungsleistung für die Sauerstoffzufuhr zunimmt (da die über die Oberfläche eingetragenen Mengen abnehmen) und bei Ansatz des derzeitigen Strommixes der Stromverbrauch für die Belüftung einen sehr hohen Anteil am Wirkungsindikator GWP-gesamt der Lebenszyklusphasen A + B hat, reduziert sich das Bilanzierungsergebnis bzgl. dieser Wirkungskategorie mit zunehmender Teichgröße im betrachteten Bereich von 3 bis 6 m². Bei Verwendung erneuerbarer Energien dreht sich diese Beziehung um: je größer die Teichoberfläche pro EW, desto höher GWP-gesamt.

²³ 39% (50 EW), 55% (200 EW), 68% (500 EW) und 66% (1000 EW) beim Einsatz von OLOIDEN (+ ggf. Zusatzbelüftung) sowie 56% (50 EW), 71% (200 EW), 75% (500 EW) und 68% (1000 EW) bei ausschließlichem Einsatz anderer Belüftungsaggregate. Ohne Berücksichtigung ggf. reduzierter Emissionen bei anderen Herstellungsprozessen durch erhöhten Anteil erneuerbarer Energien. Beachte auch Fußnote 20.

²⁴ 0,52 kWh pro kg O₂ für Oloid 400 bzw. 1 kWh pro kg O₂ für alternative Belüftung.

²⁵ U.a. weil nach Erreichen der Mindestaufwuchsfläche und daraus resultierender Teichmattenfläche mit zunehmender Teichgröße mehr freie Wasseroberfläche für den Sauerstoffeintrag zur Verfügung steht.

Die optimale Anlagengröße bzgl. der Wirkungskategorie GWP-gesamt ist somit unter Berücksichtigung des eingesetzten Strommixes zu wählen. Einer optimalen Sauerstoffversorgung ist dabei nicht nur bzgl. der Reinigungsleistung besondere Beachtung zu schenken, sondern auch bzgl. der Vermeidung der Emission klimaschädlicher Gase (CH₄ und N₂O) resultierend aus der Abwasserbehandlung und im Gewässer (Scope 1, DWA (2022)).

Außerdem zu ergänzen wäre die Entsorgungsphase, die weitere wesentliche Beiträge zur Gesamtbilanz GWP-gesamt liefern wird.

Sofern hohe Anteile erneuerbarer Energie zum Einsatz kommen können, sind deshalb möglichst kleine Teiche zu bevorzugen. Ist dies nicht der Fall oder sprechen Aspekte der Reinigungsleistung oder direkten Emissionen von THG aus der Abwasserbehandlung dagegen, sind entsprechend größere Teiche ggf. vorteilhafter.

Die Herstellung der Belüfter selbst tritt im Vergleich zu den anderen genannten Aspekten bzgl. ihres Einflusses auf die Wirkungskategorie GWP-gesamt, für LC A + B zurück. Der Anteil an dieser Wirkungskategorie liegt für den Betrieb mit OLOIDen (+ ggf. zusätzliche Belüftung) bzw. die Belüftung über andere, übliche Systeme bei 4 m² pro EW Teichfläche und Strommix_D 2020 bei knapp 3 bzw. 2 % (50 EW), 3 bzw. 0,6 % (200 EW), 6,6 bzw. 0,3 % (500 EW) und 0,7 bzw. 0,3 % (1000 EW). Die höheren Werte beim OLOID-Betrieb resultieren aus der geringeren Auswahl an Leistungsbandbreiten der Geräte, sodass ggf. mehrere Geräte notwendig werden bzw. zusätzlich zu den OLOIDen noch Zusatzbelüfter. Daraus resultieren mehr Anlagenbauteile und Materialverbräuche. Dieser Aspekt spiegelt sich auch in den Kosten wider (vgl. Kapitel 5). Der Einsatz der OLOIDe ist deshalb bedarfsgerecht mit anderen Belüftungsaggregaten zu ergänzen. Die Berücksichtigung der Entsorgungsphase würde auch hier zusätzliche Beiträge zur Wirkungskategorie GWP-gesamt liefern.

4.1.2 Relevanz sonstiger Anlagen- und Prozessbestandteile, auch im Vergleich mit anderen Anlagenkonzepten

Im parallel laufenden Projekt am Kläranlagenstandort Günterode wurde ein ökobilanzieller Vergleich zwischen dem hier untersuchten Anlagenkonzept an einem konkreten Standort des Verbandsgebietes und der alternativen Errichtung einer Scheibentauchkörperanlage mit nachgeschaltetem Schönungsteich für eine Ausbaugröße von 500 EW durchgeführt²⁶. Dabei wurden neben den in Kapitel 4.1.1 genannten Anlagenbestandteilen weitere in die Systemabgrenzung aufgenommen, u. a. die erste Behandlungsstufe, die Klärschlamm Entsorgung²⁷ und befestigte Wege auf dem Anlagengelände. Für beide Fälle wurden Teichgrößen von 3 m² pro EW angesetzt.

Für diesen konkreten Anwendungsfall ergaben sich für den Wirkungsindikator GWP-gesamt Vorteile für das hier untersuchte verfahrenstechnische Konzept. Genauere Erläuterungen können dem zugehörigen Abschlussbericht entnommen werden.

Weitere Vergleiche mit anderen Anlagentypen bedürfen umfangreicher Erhebungen bzw. erwiesen sich die Anlagendesigns an verschiedenen Anlagenstandorten als sehr unterschiedlich, weshalb eine verallgemeinerbare vergleichende Bewertungsaussage zum jetzigen Zeitpunkt nicht getroffen werden kann.

Dennoch lassen sich grundsätzliche Hinweise für die Gestaltung von kleineren Kläranlagenstandorten ableiten:

²⁶ Vgl. Schieblich et al. (2023) und Schieblich & Lautenschläger (2022).

²⁷ Als Transport zu einer zentralen Kläranlage, da dies die für alle für das untersuchte Konzept relevanten Kläranlagenstandorte derzeit bevorzugte Entsorgungsvariante darstellt.

- Mit Ansatz des durchschnittlichen deutschen Strommixes trägt der Stromverbrauch in der Nutzungsphase nach wie vor maßgeblich zum Wirkungsindikator GWP-gesamt bei.
- Sowohl Herstellungs- als auch Nutzungsphase führen zu relevanten Umweltwirkungen. Es ist ferner davon auszugehen, dass die hier noch nicht integrierte Entsorgungsphase ebenso zu berücksichtigen ist.
- 20 bis 30 % des Bewertungsergebnisses bzgl. GWP-gesamt entfielen auf Transportprozesse. Dieses Ergebnis zeigt sich auch in den in Kapitel 4.1.1 untersuchten Fällen: Relevante Beiträge zur Wirkungskategorie GWP-gesamt entfielen dort auf Fahrten für Wartung und Instandhaltung: bei 4 m² und Strommix_D 2020 28 % (50 EW), 10 % (200 EW), 4% (500 EW) und 2 % (1000 EW) sowie Transport der Anlagenbestandteile zum Einbauort: 12 % (50 EW), 13 % (200), 12 % (500 EW) und 10 % (1000 EW).
- Große Anteile am Gesamtergebnis resultierten außerdem aus Erdarbeiten, dem Einbau von Sauberkeits- und Tragschichten sowie den dabei zum Einsatz kommenden Mengen an Sand, Kies, Schotter und Splitt. Die Relevanz sonstiger Bauteile wie Stahlbetonfertigelemente hängt vom jeweiligen Anlagentyp ab.
- Die im Rahmen des untersuchten Anlagenkonzeptes zum Einsatz kommenden Belüftungsaggregate sind abgesehen vom Stromverbrauch in der Nutzungsphase bzgl. GWP-gesamt der LC A + B von untergeordneter Bedeutung.

4.1.3 Empfehlungen zur Minimierung des ökologischen Fußabdruckes

Es lassen sich allgemein die folgenden Empfehlungen zur Verbesserung des ökologischen Fußabdruckes bzw. Anpassung des Anlagendesigns benennen:

4.1.3.1 Stromverbrauch in der Nutzungsphase

- Erschließung regionaler und unternehmensspezifischer Potenziale zur Nutzung erneuerbarer Energien.
- Minimierung des Energiebedarfs für Belüftung und Umwälzung durch die Wahl geeigneter Aggregate und bedarfsgerechte Steuerung auch bei kleinen Anlagen.
- Fachgerechte Auslegung des Anlagenkonzeptes bei Neubau und Umrüstung vorhandener Anlagen. Für sehr große unbelüftete Teiche kann eine Segmentierung im Teich durch die Teichmatten oder Tauchwände geprüft werden.

4.1.3.2 Minimierung der Transportprozesse und Erdarbeiten

- Minimierung des Flächenbedarfs bzw. des Umfangs baulicher Anlagen. Zufahrtswege, Gebäude etc. sind auf das absolut notwendige Maß zu beschränken bzw. ressourcenschonendere Bauweisen zu prüfen.
- Fachgerechte Auslegung der Teichgeometrie bei Neubau mit Berücksichtigung des Einflusses auf den Strombedarf in der Nutzungsphase und den Umfang der erforderlichen Erdarbeiten.
- Regionale Lieferketten in der Beschaffung prüfen und unterstützen.
- Minimierung des Pflege-, Wartungs- und Instandhaltungsaufwands bereits beim Anlagendesign berücksichtigen, u. a. zur Reduzierung von Transportprozessen. Hier fehlen beim untersuchten Anlagenkonzept noch Erfahrungen zum Einsatz der Teichmatten.
- Reduzierung der Transportaufwendungen für Erneuerungen und Reparaturen durch Wahl langlebiger Anlagenkomponenten und eine funktionsgerechte Materialwahl. Ggf. rechtfertigen sich dann längere Transportwege in der Herstellungs- und Einbauphase.
- Die Umwelt- und CO₂-Bilanz können weiterhin durch die Wahl des Transportmittels verbessert werden.

4.1.3.3 *Standortspezifische Anlagenauslegung und Betreibung*

- Ausnutzung des ohnehin niedrigen Stromverbrauchs in der Nutzungsphase durch eine entsprechende Gestaltung der Teichgeometrie bzw. des Anlagendesigns allgemein.
- Die erforderliche Teichmattenbelegung bedarfsgerecht (vgl. Tabelle 2) auch bei größeren spezifischen Teichgrößen auslegen. So reduzieren sich auch die Transportaufwendungen für die Teichmatten.
- Bei der Auswahl der Teichmatten auch auf die verwendeten Trägermaterialien für die Pflanzen und die damit verbundenen Umweltwirkungen für Herstellung, Transport und ggf. Entsorgung achten.
- Im Wartungs-, Pflege- und Instandhaltungsaufwand führen die Teichmatten ggf. zu einem erhöhten Pflegeaufwand, einschließlich damit verbundener Transportwege. Erfahrungswerte hierzu sowie zu ihrem Einfluss auf den Schlammfall liegen bisher nur begrenzt vor.
- Bereits bei der Planung sollte ein Anlagendesign gewählt werden, das über den gesamten Lebenszyklus möglichst geringe Umweltwirkungen hervorruft. Neben Herstellung und Einbau sollte mindestens die Nutzungsphase mit berücksichtigt werden: Stromverbrauch, Transport- und Herstellungsprozesse für Reparatur und Erneuerung von Anlagenbauteilen, u. a.
- Es ist darauf hinzuwirken, direkte Emissionen von Treibhausgasen aus den Teichen (und dem der Einleitung dienenden Gewässer) zu minimieren.

4.1.3.4 *Eingesetzte Anlagentechnik*

- Auslegung der eingesetzten Anlagentechnik spezifisch auf den jeweiligen Anwendungsfall.
- Die Lebensdauer der eingesetzten Aggregate wirkt sich auf die Ergebnisse der LCA / u. a. den Wirkungsindikator GWP-gesamt aus. Die entsprechenden Wirkungen können durch entsprechende Bewertungen transparent gemacht und Empfehlungen für die Beschaffung abgeleitet werden.
- Der Einsatz von EMSR kann einen energieeffizienten und emissionsarmen Anlagenbetrieb unterstützen. Die Vorteile sind den sonstigen Umweltwirkungen u. a. durch die EMSR-Technik selbst gegenüberzustellen.
- Bei entsprechenden topographischen Verhältnissen vor Ort erlaubt das untersuchte Anlagenkonzept, auf den Einsatz weiterer Anlagentechnik wie Pumpen weitgehend zu verzichten.
- Der Einsatz von Stahl-Betonfertigbauteilen ist nach Möglichkeit zu minimieren.
- Die Umweltwirkungen der Belüftungsaggregate selbst bzgl. des Indikators GWP-gesamt treten hinter die der Erdarbeiten, Trag- und Sauberkeitsschichten, Sand/Kies/Schotter/Splitt und die Abdichtung der Teiche zurück. Dafür ist eine funktionsgerechte Materialwahl für eine lange Lebensdauer der eingesetzten Aggregate wichtig.

4.1.3.5 *Entsorgungsprozesse*

- Zusätzlich zu Herstellungs- und Nutzungsphase sollte auch die Entsorgung der eingesetzten Anlagentechnik und Bauteile mitgedacht werden.
- Die Entsorgung des Klärschlammes wird hier der Nutzungsphase der Anlage zugeordnet. Vgl. Abbildung 30.
- Die Art der Klärschlamm Entsorgung ist ein wesentlicher Bestandteil der Abwasserentsorgung und verdient auch vor dem Hintergrund steigender kreislaufwirtschaftsbezogener Anforderungen bspw. zur Rückgewinnung von Nährstoffen besondere Beachtung. Die Untersuchungen dieses Projektes und Abschlussberichtes fokussieren jedoch auf andere Fragestellungen.

4.1.3.6 Regionale Einflüsse, Materialwahl, Circular Economy

- Zur Bilanzierung der Umweltwirkungen (hier zunächst des Wirkungsindikators GWP-gesamt) wurden im Projekt überwiegend Ökobaudat-Datensätze²⁸ verwendet. Dadurch soll die Nachvollziehbarkeit unterstützt werden. Die Datensätze sind frei zugänglich und werden nach einem einheitlichen, allgemein anerkannten Standard ermittelt. Da sie die durchschnittliche Situation in Deutschland abbilden, können sich lokal und herstellerspezifisch abweichende Emissionsfaktoren ergeben.
- Wiederverwendung und Recycling von (Bau-)Stoffen und Produkten bzw. der Einsatz entsprechender darauf basierender Anlagenbestandteile sollen zunehmend zu einer ökologischeren Wirtschaftsweise beitragen. Planung und Beschaffung sind schrittweise auf die Verwendung ressourcenschonenderer Materialien und Produkte auszurichten .

4.1.3.7 Sonstige Effekte und Umweltwirkungskategorien

- Klimaschutz (und damit die Reduzierung der Emission von Treibhausgasen) sowie Klimaanpassung sind derzeit ganz oben auf der umweltpolitischen Agenda und in der Öffentlichkeit vertreten. Dennoch haben andere relevante Umweltwirkungskategorien und Umweltschutzaufgaben nicht an Relevanz verloren. Die Ergebnisse der Ökobilanzierung im Rahmen des Projektes deuten darauf hin, dass insbesondere Eutrophierungspotenziale und Ressourcenschutzaspekte bei der Bewertung berücksichtigt werden müssen.

4.2 Ökoeffizienz: Berücksichtigung unterschiedlicher Reinigungsleistungen

Die Untersuchungsergebnisse (vgl. Kapitel 3) zur Reinigungsleistung zeigen eine deutliche Verbesserung und Stabilisierung bzgl. der Parameter CSB, BSB 5, Nitrifikation und abfiltrierbare Stoffe im Vergleich zum bisherigen Anlagenbetrieb. Gegenüber anderen Anlagenkonzepten wie Scheibentauchköperanlagen (vgl. Kapitel 4.1.2) können sich Unterschiede ergeben. Fallen diese Unterschiede signifikant aus und für die Umgebung relevant, sind sie bei Vergleichen mit zu berücksichtigen²⁹.

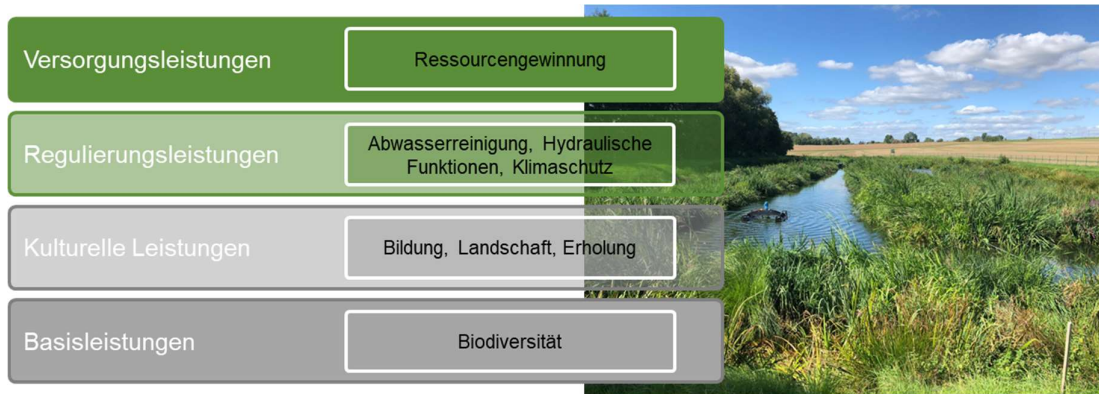
Die Untersuchungen erlauben außerdem eine Gegenüberstellung der verbesserten Reinigungsleistung/verminderte Nährstoffeinträge ins Gewässer und den dafür erforderlichen Mehraufwendungen im Anlagendesign.

4.3 Weitere ökologische Aspekte von Abwasserteichen

Abwasserteiche können zusätzlich zu ihrer Funktion der Abwasserreinigung bzw. des Gewässerschutzes weitere ökologische Vorteile gegenüber konventionellen, technischen Kläranlagenkonzepten aufweisen. Eine Möglichkeit der Bewertung damit verbundener Nutzen für den Menschen bzw. die Bürger des Verbandsgebietes stellt das Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) dar (vgl. Abbildung 35).

²⁸ <https://www.oekobaudat.de/>

²⁹ Die ökobilanzielle Bewertung (vgl. Kapitel 4.1.2) bezieht sich auf eine funktionelle Einheit, die hier zunächst eine vergleichbare Reinigungsleistung unterstellt.



Klassifikation nach TEEB und MAE, basierend auf Moore und Hunt (2012)

Bildrechte: Eichsfeldwerke

Abbildung 35: Ökosystemleistungen von Abwasserteichen

Danach können Abwasserteiche im Sinne einer Versorgungsleistung zur Gewinnung verschiedener Ressourcen genutzt werden. Wasser kann gespeichert und wiederverwendet, Wasserpflanzen geerntet oder Fischzucht betrieben werden (Fuhrmann 2014, S. 137). In Deutschland werden diese Sekundärnutzen nur sehr selten zur Anwendung gebracht. Als Regulierungsleistung kann zusätzlich zur Abwasserreinigung auf hydraulische Funktionen sowie Wirkungen im Bereich Klimaschutz verwiesen werden³⁰. Kulturelle Leistungen werden von verschiedenen Autoren im Bereich Bildung und Schaffung von Umweltbewusstsein, einer visuell reizvollen Einbindung in das Landschaftsbild sowie Integration in zur Erholung dienenden Gebieten gesehen³¹. Nicht zuletzt können auch von Abwasserteichen Lebensräume bereitgestellt werden, die unter bestimmten Voraussetzungen Biodiversitätsfördernd wirken können.

Eine entsprechende Bewertung war jedoch nicht Gegenstand des Projektes.

Zu berücksichtigen ist jedoch:

Je nach Gestaltung der verschiedenen Abwasserbehandlungskonzepte ergeben sich unterschiedliche Stoffaus- bzw. Einträge in die Umgebung. Außerdem führt die Behandlungsinfrastruktur selbst zu Veränderungen von Landschaft und Naturraum (u. a. Flächenversiegelung). Für die Bewertung der Relevanz damit verbundener lokaler Umweltwirkungen ist die Landschafts-/Naturraumqualität am jeweiligen Anlagenstandort zu beachten.

Während Reinigungsleistung und Ablaufwerte ins Gewässer bzgl. der Parameter CSB, BSB 5, Stickstoff- und Phosphorverbindungen; Kosten von Herstellung und Betrieb der Behandlungsinfrastruktur sowie die damit verbundene Ressourceninanspruchnahme bereits im Projekt untersucht wurden, wurden für eine Beurteilung der Nachhaltigkeit von Abwasserteichen bzw. Handlungsempfehlungen zu ihrem Einsatzpotenzial zusätzlich die folgenden Aspekte auf ihre Relevanz geprüft³²:

- Flächenverbrauch und –qualität im Bereich der Behandlungsinfrastruktur,

³⁰ Vgl. Barjenbruch & Erler (2005); Brüdern (2005); Cauchie et al. (2000); Europäische Kommission (2001); Fuhrmann (2014); Orth und Lange (2010); Rudolph und Fuhrmann (2010); Rühmland (2015); US EPA (2011); US EPA (2002).

³¹ Vgl. Ghermandi und Fichtman (2015), S. 615; Moore und Hunt (2012), S. 6821, Abwassertechnische Vereinigung (1997), S. 71; Europäische Kommission (2001), S. 26; Fuhrmann (2014), S. 146, Rudolph und Fuhrmann (2010), S. 69; Orth und Lange (2010), S. 84.

³² Meyer (2022)

- Relevanz der Pflanzenwahl für die Biofilmaufwuchsträger bzw. der Biofilmaufwuchsträger selbst hinsichtlich z. B. Biodiversität, Landschaftsbild, etc. sowie
- Einordnung hinsichtlich naturschutzrechtlicher Ausgleichsregelungen.

Für die landschaftsökologische Einordnung der (ertüchtigten) Abwasserteiche - in Thüringen bei Günterode in der Nähe von Heilbad Heiligenstadt, sowie Witzendorf, im Landkreis Saalfeld-Rudolstadt wurde eine Beurteilung der Nachhaltigkeit des Konzeptes hinsichtlich Landschaftsverträglichkeit in Auftrag gegeben. Vom Auftragnehmer wurden Handlungsempfehlungen zum Einsatzpotenzial und insbesondere auch für den naturschutzrechtlichen Ausgleich abgeleitet. Danach lassen sich positive Beiträge der Teichmatten auf der örtlichen Landschaftsebene, sowie auf der Standortebene mit Bezug zur Pflanzenauswahl der Teichmatten sowie der Möglichkeit der Quantifizierung der Teichmatten im Rahmen des naturschutzrechtlichen Ausgleichs aufzeigen.

Örtliche Landschaftsebene

Die qualitative Einstufung der Effekte der Teichmatten für die Faktoren Landschaftsbild und Erholungseignung wurde in dieser Studie für die beiden ertüchtigten TKA Günterode und Witzendorf als gering oder nicht nachweisbar eingestuft. In verändertem landschaftlichem Kontext ist auch ein positiver Einfluss auf die landschaftlichen Qualitäten Landschaftsbild und Erholungseignung möglich.

Ein Effekt der Teichmatten für die Einstufung des Faktors Landschaftsverbrauch / Versiegelung ist vorhanden, da eine neue strukturelle Landschaftsqualität eingesetzt wurde. Die Konkretisierung und die Validierung dieses Faktors stehen allerdings noch aus. Der Faktor Biodiversität wurde für beide TKA positiv eingestuft. Diese Einstufung beruht einerseits auf der Erhöhung der Strukturvielfalt der Landschaft und andererseits in den Habitatqualitäten der in den Teichmatten genutzten Pflanzen für Insekten und die Vogelwelt.

Eine Relevanz der Pflanzenwahl für die Teichmatten (Biofilmaufwuchsträger) selbst hinsichtlich aussagekräftiger landschaftlicher Indikatoren z. B. Biodiversität, Landschaftsbild, Erholungseignung u. a. konnte in dieser Studie basierend auf nur zwei untersuchten Teiche nicht bestätigt werden. Es sind lediglich allgemeine Aussagen basierend auf dem Einfluss der Teichmatten auf die Landschaftsstruktur möglich.

Standortebene

Im Projekt kamen unterschiedliche Zusammenstellungen von Pflanzenarten der Teichmatten zur Anwendung. Manche Arten setzten sich im Wuchsschema durch, andere wurden als hochwachsend bzw. niedrig wachsend eingesetzt, um die Diversität der Pflanzenarten der Teichmatten zu optimieren. Andere Arten wiederum fielen aus. (vgl. Kapitel 3.3) Eine wissenschaftliche Aufarbeitung dieser verschiedenen Versuchsschemata in Bezug z. B. auf die Wuchshöhe der Arten und Qualität für die Biodiversität wurde nicht vorgenommen. Wuchshöhen können stark nach Standort (Höhenlage, Vegetationszeit, Wärmeangebot) differenziert sein.

Generell kann auf Standortebene geschlussfolgert werden, dass bei einem differenzierten Einsatz von Teichmatten auf Klärteichen die strukturelle Qualität der Teich(oberfläche) verbessert wird. Dies gilt auch im Rahmen bzw. in Bezug auf die Anwendung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. Ein wesentlicher Einfluss einzelner verwendeter Pflanzenarten der Verlandungsvegetation auf die Teichmatten konnte nicht ermittelt werden. Die ausgewählten Pflanzen umfassen verschiedene Wuchshöhen. Sie setzten sich gegebenenfalls in Abhängigkeit vom jährlichen Temperaturgang nach ihrem Wachstum unterschiedlich gut durch. Generell kann einer diversen Mischung dieser

Pflanzenarten (wie verwendet bei der Anlage der Teichmatten) ein gutes Potenzial zur Bereitstellung von Habitatqualitäten für den Artenschutz attestiert werden.

Aus diesem Grunde wurde den Teichmatten eine eigene Einstufung von + 5 Biotopwertpunkten für Teichmatten auf Teichen mit durchschnittlicher Struktur für Thüringen 2005 sowie + 8 Biotopwertpunkten für Teichmatten auf naturfernem Teich für Sachsen 2003 zugesprochen.

Abschließend stellt sich die Frage der Anwendung von Teichmatten im Rahmen der Eingriffsregelung. Diese können zu den temporären, produktionsintegrierten Maßnahmen gezählt werden. Beispiele hierfür sind insbesondere produktionskompensierte Maßnahmen der Landwirtschaft (z. B. Blühstreifen, Vergrößerung des Saat-Reihenabstandes oder andere). Ansätze für ein Nährstoffmanagement im Wasserschutz werden auch im Zusammenhang mit Kompensationsmaßnahmen diskutiert. Meyer (2022) sind bisher jedoch keine Ansätze bekannt, welche kleine ertüchtigte Klärteiche z. B. durch rotierende Teichmattensysteme im Rahmen der Eingriffsregelung aufwerten.

5 Nachhaltigkeit: Lebenszykluskosten (LCC)

Die Wirtschaftlichkeit des untersuchten Anlagenkonzeptes wurde bereits im parallel laufenden Projekt am Standort Günterode (vgl. Kapitel 4.1.2) untersucht und für den dort angestellten Vergleich mit einer Scheibentauchkörperanlage mit nachgeschaltetem Schönungsteich grundsätzlich nachgewiesen. Berücksichtigt wurden die standortspezifischen Kosten für die Beschaffung der Anlagenbauteile, deren Einbau und den Anlagenbetrieb in der Nutzungsphase, einschließlich Grunderwerb. Bezüglich des Anlagenbetriebs wurden die Kosten für Strombezug, Klärschlamm- und Abfallentsorgung sowie Erneuerung von Anlagenbestandteilen einberechnet. Danach zeigten sich für den betrachteten Fall einer 500 EW Anlage geringfügig höhere Anschaffungskosten und höhere Aufwendungen in der Betriebsphase für die Scheibentauchkörperanlage resultierend aus höheren Aufwendungen für die Erneuerung von Anlagenbauteilen, die Klärschlammentsorgung und den Bezug von Strom.³³

Diese Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen sollen im Folgenden weiter untersetzt werden. Dabei wird (abweichend vom eben benannten Wirtschaftlichkeitsvergleich) auf eine Systemabgrenzung³⁴ gemäß Kapitel 4.1.1 Bezug genommen.

5.1 Wirtschaftlichkeit des Anlagenkonzeptes

Als Anwendungsbereich für das untersuchte Anlagenkonzept werden kleinere Teichkläranlagen der GK 1 bis 2 gesehen. Insbesondere bei kleineren Ausbaugrößen können die Energieeffizienzpotenziale der OLOID-Technologie zum Tragen kommen, während bei größeren Ausbaugrößen verstärkt herkömmliche Aggregate mit zugeschaltet werden müssen. Die mittlere Ausbaugröße der 59 in Tabelle 1 erfassten bestehenden Abwasserteiche in Thüringen³⁵ liegt bei knapp 790 EW (Median bei 500 EW). Gut ein Drittel dieser Anlagen betrifft Ausbaugrößen bis einschließlich 300 EW, knapp 80 % bis 1000 EW. Für 54 der 59 Anlagen liegen Angaben zum Baujahr / Erweiterung vor³⁶. Danach wurden 13 dieser Anlagen vor 1990 errichtet, 21 Anlagen zwischen 1990 und 1999 sowie 20 Anlagen zwischen 2000 und 2009.

³³ Für nähere Erläuterungen wird auf den zugehörigen Abschlussbericht (Schieblich & Lautenschläger 2022) bzw. Schieblich et al. (2023) verwiesen.

³⁴ Berücksichtigte Bestandteile und Prozesse des Lebenszyklus der (Teich-)Kläranlage.

³⁵ Kläranlagen und -Kanalnachbarschaften, DWA Landesverband Sachsen Thüringen

³⁶ Eigene Auswertung nach DWA (2020/2021).

Im Verbandsgebiet des ZWA (Teichkläranlagenstandort Witzendorf) existieren 12 Teichkläranlagen³⁷ mit einer durchschnittlichen Ausbaugröße Größe von 176 EW sowie alle Anlagen unter 300 EW. Für zwei der 12 Anlagen liegen keine Angaben zum Baujahr vor, die restlichen zehn Anlagen wurden vor 1990 errichtet.

Als Referenzanlage eignet sich danach eine Ausbaugröße von 200 EW. In diesem Anwendungsbereich ist eine Ertüchtigung durch OLOIDe als Belüftungsaggregat ausreichend.

5.1.1 Kostenvergleich zum Zusammenhang Teichgröße und Energiebedarf für die Belüftung

In Kapitel 4.1.1 wurde herausgearbeitet, dass bei Einsatz erneuerbarer Energien für eine künstliche Belüftung kleine spezifische Teichgrößen bzgl. des Indikators GWP-gesamt resultierend aus den baulichen Anlagen und ihres Betriebes, ohne direkte Emissionen aus der Abwasserbehandlung³⁸, zu bevorzugen sind. Ist dies nicht der Fall zum Beispiel bei Zugrundelegung des derzeitigen deutschen Strommixes (oder sprechen Aspekte der Reinigungsleistung dagegen), sind größere Teiche ggf. vorteilhafter.

Dieser Zusammenhang wurde auch bzgl. der resultierenden Kosten untersucht. Für die Systemabgrenzung gemäß Kapitel 4.1.1 wurde eine Dynamische Kostenvergleichsrechnung unter Berücksichtigung der Anschaffungskosten für den Teichaufbau, den Grunderwerb, Wartung, Instandhaltung und Erneuerung sowie den Stromverbrauch in der Nutzungsphase durchgeführt; zu wesentlichen Berechnungsannahmen im Basisszenario siehe Anhang.

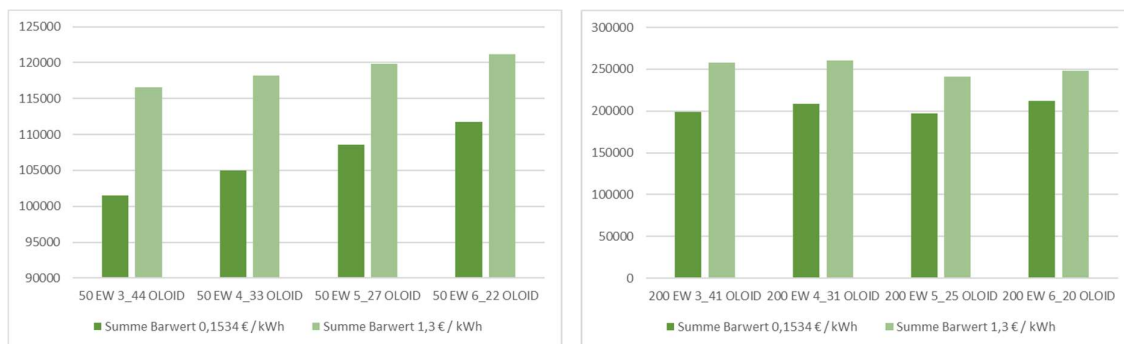


Abbildung 36: Barwert in € für verschiedene spezifische Teichgrößen und Strompreise, 50 EW

Abbildung 37: Barwert in € für verschiedene spezifische Teichgrößen und Strompreise, 200 EW

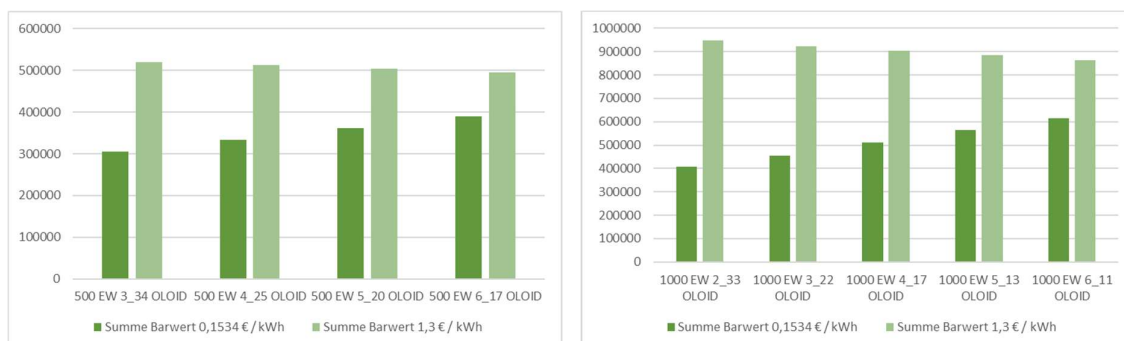


Abbildung 38: Barwert in € für verschiedene spezifische Teichgrößen und Strompreise, 500 EW

Abbildung 39: Barwert in € für verschiedene spezifische Teichgrößen und Strompreise, 1000 EW

³⁷ Eigene Auswertung. Angaben des Zweckverbandes Saalfeld-Rudolstadt, per E-Mail vom 17.11.2020. Nur ein Teil dieser Anlagen ist in der Datengrundlage DWA (2020/2021), vgl. Tabelle 1 angegeben.

³⁸ Vgl. DWA (2022).

Für den Einsatz von OLOIDen (+ ggf. Zusatzbelüftung) zeigt sich, dass bei einem Strompreis von 0,1534 € / kWh (Referenzjahr 2020, Destatis 2023) der Projektkostenbarwert mit zunehmender Teichgröße ansteigt. Bei 200 EW bleibt er weitgehend gleich, da beim Wechsel von 4 auf 5 m² spezifischer Teichfläche Belüftungsaggregate und damit Invest- und Erneuerungskosten eingespart werden. Ein Angleich der Projektkostenbarwerte für verschiedene spezifische Teichgrößen erfolgt ab ca. 1,3 € / kWh bzw. sinkt ab dann ab 500 EW der Projektkostenbarwert mit zunehmender spezifischer Teichgröße. (vgl. Abbildungen 36 bis 39) Dem stehen bei Ansatz der Emissionsfaktoren des Strommixes_D 2020 mit der spezifischen Teichgröße sinkende Werte des Wirkungsindikators GWP-gesamt gegenüber (vgl. Abbildungen 31 bis 34).

Für die Berechnungen in Kapitel 4.1.1 wurde auf einen vordergründigen Einsatz von OLOIDen anstatt alternativer Belüftungsaggregate geachtet, um möglichst energieeffiziente Lösungen realisieren zu können. Da die Leistungsbandbreite der OLOIDe im Vergleich zu anderen Belüftungsaggregaten jedoch begrenzt ist, wird der Einsatz der OLOIDe bei zunehmender Ausbaugröße der Teiche durch die Anzahl an notwendigen Aggregaten begrenzt und Zusatzbelüftung notwendig. Dieser Zusammenhang zeigt sich letztendlich auch in den Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen. Trotz deutlich energieeffizienteren Lösungen liegen die Kosten für den Einsatz der OLOIDe je nach Anwendungsfall und Strombezugskosten über denen eines Einsatzes der betrachteten alternativen Belüftungsaggregate.

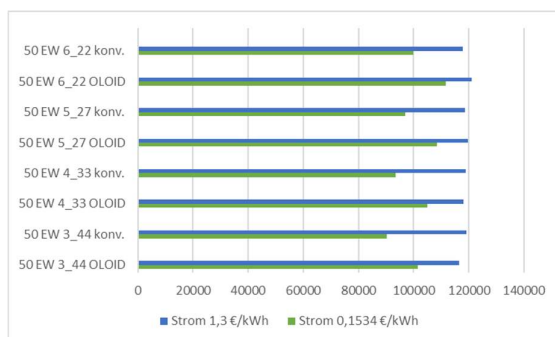


Abbildung 40: Vergleich der Barwerte in € verschiedener Belüftungsvarianten, 50 EW

Abbildung 41: Vergleich der Barwerte in € verschiedener Belüftungsvarianten, 200 EW

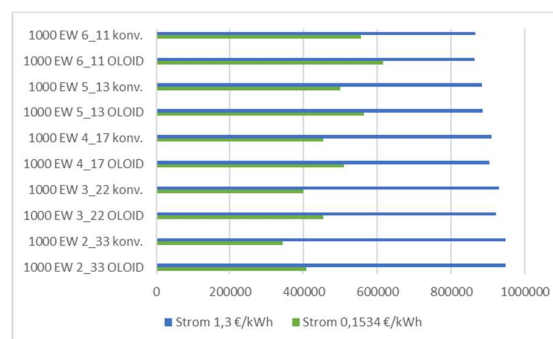
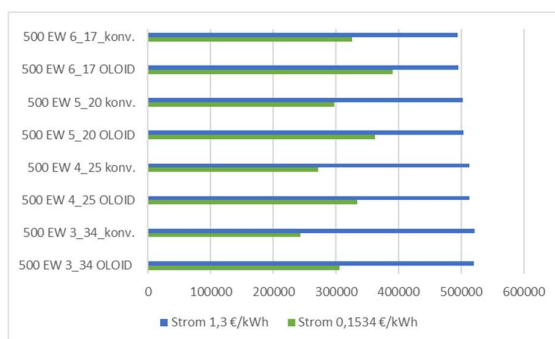


Abbildung 42: Vergleich der Barwerte in € verschiedener Belüftungsvarianten, 500 EW

Abbildung 43: Vergleich der Barwerte in € verschiedener Belüftungsvarianten, 1000 EW

Ab Strombezugskosten von ca. 1,3 € / kWh würden sich die Projektkostenbarwerte beider Belüftungsvarianten angleichen. Ab diesem Strombezugspreis gleichen sich auch die Kosten für die verschiedenen spezifischen Teichgrößen von 3 bis 6 m² wie oben beschrieben an.

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen zur Entwicklung des Strompreises ergeben sich im Vergleich zu den Ergebnissen aus Kapitel 4.1.1 aus Wirtschaftlichkeitsaspekten heraus verstärkt Erfordernisse, Zusatzbelüfter zuzuschalten, anstatt die Sauerstoffzufuhr ab einer bestimmten Anlagengröße ausschließlich oder überwiegend über OLOIDe zur Verfügung zu stellen. Damit einher gehen letztendlich aber auch geringere Klimaschutzleistungen.

5.1.2 Kostenvergleich mit anderen Anlagenkonzepten

Im Projekt wurden Kostendaten zu Abwasserteichen und Kosten von in den letzten fünf Jahren umgesetzten alternativen Anlagenkonzepten der beteiligten Abwasserzweckverbände erfasst. Die Wirtschaftlichkeit konnte wie eingangs des Kapitels beschrieben für ein standortspezifisches Beispiel mit einer Ausbaugröße von 500 EW nachgewiesen werden. Aufgrund der starken Abhängigkeit der anfallenden Kosten vom jeweiligen Standort, der eine verallgemeinernde Aussage im Rahmen des Projektes mit vertretbarem Aufwand nicht erlaubte, erfolgt im Weiteren eine Betrachtung ausgewählter zentraler Kostenkenngrößen.

Ungeachtet der Kosten für Baustelleneinrichtung, Vorklärung, Betriebsgebäude, befestigte Wege auf dem Betriebsgelände etc., die bei jedem Anlagentyp errichtet werden, werden die Kosten für den Anlagenlebenszyklus (hier LC A + B) maßgeblich von der Teichgröße, dem Stromverbrauch für die Belüftungsaggregate³⁹, die Belüftungsaggregate selbst und deren Instandhaltung sowie sonstige allgemeine Wartungs-, Instandhaltungs- und Pflegearbeiten⁴⁰ beeinflusst. Diese können in Relation zu den Kosten anderer Konzepte wie den Scheibentauchkörpern gesetzt werden.

Die Kosten der Strombereitstellung für den Anlagenbetrieb liegen bei Einsatz von OLOIDen und Ansatz von 0,1534 € / kWh (Referenzjahr 2020) für eine Anlagengröße von 200 EW bei 4 m² einwohnerspezifischer Teichfläche und knapp 13 kWh pro EW und Jahr⁴¹ (Energiebedarf Belüfter) bei insgesamt knapp 400 € pro Jahr im Basisszenario. Zum Vergleich: der durchschnittliche Stromverbrauch von Anlagen der GK 1 in Deutschland (gesamte Kläranlage) liegt nach DWA (2020) bei 56,1 kWh pro EW und Jahr. Im Verbandsgebiet des Anlagenstandortes Günterode liegen nach eigenen Angaben⁴² die Verbräuche zwischen 15 und 25 kWh pro EW und Jahr im ländlichen Raum.

Werden bestehende Teichkläranlagen umgerüstet, steht (wenn die bestehende Teichgröße genutzt wird) mehr Teichoberfläche als unbedingt notwendig zur Verfügung, so lässt sich der Energieverbrauch für künstliche Sauerstoffzufuhr ggf. weiter reduzieren; beispielsweise bei 6 m² auf gut 9 kWh pro EW und Jahr. Im einführend genannten Beispiel für 500 EW (Ertüchtigung einer bestehender Anlage) lag der Stromverbrauch in der Vergleichsbetrachtung bei 11 kWh pro EW und Jahr.

Die allgemeinen Wartungsarbeiten für den Teichkläranlagenbetrieb ähneln sich für die verschiedenen Behandlungskonzepte im Bereich kleiner Kläranlagen der GK 1 und 2. Auch eine Differenzierung zwischen Ausbaugrößen von 50 und 1000 EW wurde für die hier durchgeführten Berechnungen nicht vorgenommen. Gegenüber konventionellen Teichkläranlagen ist aufgrund der Teichmatten ggf. von einem erhöhten Wartungs- und Pflegeaufwand auszugehen. Der evt. Mehraufwand kann derzeit noch nicht quantifiziert werden. Während des Projektzeitraumes erfolgte keinen Mahd o. ä.

³⁹ Der Betrieb von Pumpen wurde hier vernachlässigt, da die betrachteten Beispielanlagen im freien Gefälle betrieben werden.

⁴⁰ Laborkosten sind nicht enthalten, da sie für die durchgeführten Anlagenvergleiche von untergeordneter Bedeutung sind.

⁴¹ 64.902, 78 kWh über 25 Jahre

⁴² Vgl. Schieblich & Lautenschläger (2022).

Die genannten Empfehlungen für das Anlagendesign (Kapitel 6 und Tabelle 2) beziehen sich auf Mischwasserzufluss. Für die Untersuchung der Vorteilhaftigkeit des Anlagendesigns sowie den Vergleich mit anderen Anlagentypen sind vorgelagerte Kanalnetzabschnitte, insbesondere bei Mischwasserzufluss mit in die Überlegungen einzubeziehen. Dies gilt grundsätzlich auch für einen ökobilanziellen Vergleich dieser Anlagenkonfiguration.

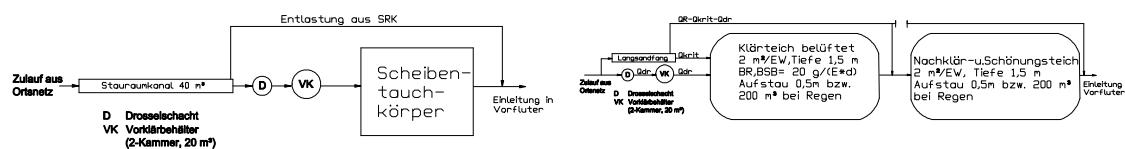


Abbildung 44: Anwendungsbeispiel 200 EW Ausbaugröße

Ein in der Praxis für den angedachten Anwendungsbereich kleinerer Anlagen der GK 1 bis 2 im ländlichen Raum verbreitetes Anlagenkonzept stellen Scheibentauchkörperanlagen dar. Diese werden üblicherweise mit Lamellenabscheider oder Nachklärteich betrieben. Bei Anschluss der Anlage an eine Mischwasserkanalisation können mit Teichen betriebene Anlagenkonfigurationen ggf. das notwendige Stauraumkanalvolumen im vorgelagerten Kanalnetz reduzieren. Eine mögliche Anlagenkonfiguration ist in Abbildung 44 dargestellt. Für 200 im Mischsystem angeschlossene EW ergibt sich nach dem ATV-Regelwerk A 128 ein notwendiges Stauraumvolumen (SRK) von ca. 40 m³ (bei Annahme einer angeschlossenen, undurchlässigen Fläche von 6 ha). Nach den vom Thüringer Ministerium für Umwelt, Energie und Naturschutz veröffentlichten⁴³ Richtpreiskosten ergeben sich für den 40 m³ fassenden SRK ca. 266T Euro.

Diese Kosten können bei Einsatz des untersuchten Konzeptes gegenüber dem Scheibentauchkörper mit Lamellenabscheidern eingespart werden. Alternativ kann wie im eingangs beschriebenen Fall anstatt des Lamellenabscheiders auch ein Nachklärteich zum Einsatz kommen.

5.2 Abschließende Beurteilung der Wirtschaftlichkeit des untersuchten Konzeptes

Das untersuchte Anlagenkonzept ist im Vergleich zu alternativen Lösungsansätzen wirtschaftlich. Dies gilt insbesondere für eine mögliche Nachrüstung bestehender Teiche. Es eignet sich außerdem besonders gut für verbreitet existierende Mischwasserortskanalisationen im ländlichen Raum. Bestehende Infrastruktur kann ggf. weitergenutzt werden.

Die zusätzlichen Anlagenteile (Mehrkosten) können nur bei höheren Anforderungen (Stickstoffparameter) gerechtfertigt werden, da diese mit konventionellen belüfteten TKA nicht zuverlässig eingehalten werden können⁴⁴.

Der Einsatz von OLOIDen ermöglicht gegenüber gängigen anderen Belüftungsaggregaten energieeffizientere und damit klimaschonendere Lösungen, insbesondere bei Ansatz des Strommix_D 2020. Einsparungen an Strombezugskosten in der Nutzungsphase stehen je nach Anwendungsfall jedoch höhere Anschaffungskosten für die Belüftungsaggregate gegenüber.

⁴³ TMUEN [Hrsg.] (2023), Vereinfachter Kostenvergleich (2020), <https://umwelt.thueringen.de/themen/boden-wasser-luft-und-laerm/abwasserentsorgung-u-wassergefahrdende-stoffe/abwasserbeseitigungskonzepte>.

⁴⁴ Zur Reinigungsleistung von TKA, insbesondere Möglichkeiten der Stickstoffelimination, siehe z. B. Barjenbruch & Teschner (2007).

Im Vergleich zu anderen Anlagenkonzepten können sich Kosteneinsparungen in vorgelagerten Kanalnetzabschnitten ergeben.

Der Pflegeaufwand für die Teichmatten sowie ihr Einfluss auf den Schlammanfall sowie daraus ggf. resultierende Mehrkosten können derzeit noch nicht ausreichend quantifiziert werden.

6 Empfohlenes Anlagendesign, Neubau

Aus den vorliegenden Untersuchungsergebnissen ergeben sich die folgenden allgemeinen Empfehlungen für das Anlagendesign (Abbildung 45 und Tabelle 3).

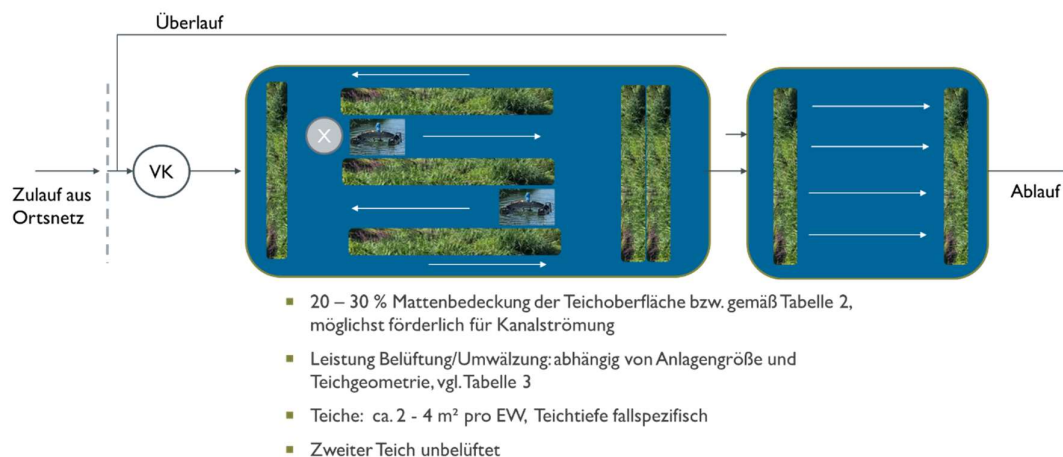


Abbildung 45: Basisschema zum empfohlenen Anlagendesign ohne Berücksichtigung der Gestaltung der Vorbehandlung und vorgelagerter Kanalnetzabschnitte

Aus den Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit lassen sich für die Anlagenauslegung in Abhängigkeit von der Anlagengröße die in Tabelle 3 genannten Belüftungsleistungen (als Ergänzung zu Abbildung 45) ableiten.

Tabelle 3: Empfehlung zum Anlagendesign - Gestaltung und Ausstattung nach Anlagengröße

Angeschlossene Einwohnerwerte	Belüftung
Ab 51 – ca. 200	1 OLOID 400 im ersten Teich
>200	2 OLOID 400 im ersten Teich
>300	1 OLOID 400 + 1 zeitgesteuerter Zusatzbelüfter 1,1 kW
<500	2 OLOID 400 + 1 zeitgesteuerter Zusatzbelüfter 1,1 kW
>500	2 OLOID, mit Zusatzbelüfter nach Bedarf; bei sehr großen Volumen ggf. OLOID 600
<p>Ab ca. 300 EW wird bei Berücksichtigung der Kosten für Anschaffung und Betrieb sowie zuverlässige Sauerstoffversorgung eine Kombinationslösung mit OLOID und Zusatzbelüfter empfohlen.</p> <p>Es sind Lösungen bis 5.000 EW (GK 2) realisierbar.</p> <p>Es sind auch Lösungen mit geringerer Teichoberfläche möglich.</p>	

7 Fazit

Ziel des Projektes war die Erprobung und Weiterentwicklung eines integrierten Lösungsansatzes der Abwasserbehandlung im ländlichen Raum zur Verbesserung der Gewässerqualität. Untersucht wurde die erzielbare Reinigungsleistung (bzgl. der Parameter CSB, BSB 5, Nitrifizierung und abfiltrierbare Stoffe sowie Phosphat), die durch eine Kombinationslösung technischer (Belüftung) und naturnaher Elemente (natürliche Biofilmaufwuchsträger) zur Ertüchtigung von Abwasserteichen erreicht werden kann.

Durch den Einsatz des untersuchten Anlagenkonzeptes im Technikum-Maßstab und auf bestehenden Abwasserteichen in Thüringen konnten Verbesserungen und Stabilisierungen der Ablaufwerte besonders hinsichtlich CSB und BSB sowie abfiltrierbare Stoffe nachgewiesen werden (vgl. Kapitel 3). Die Reinigungsleistungen bei den Stickstoffparametern unterschieden sich je nach Anlagenstandort, sind insgesamt aber als gut zu beschreiben, zeitweise wurden sogar die Grenzwerte für GK 3 bis GK 5 (10 mg/l NH₄-N) unterschritten. Außerdem konnte anhand der Bilanzierung der gemessenen Stickstoffparameter eine simultan ablaufende Denitrifikation anhand der Reduktion des Gesamtstickstoffs im Teich 1 beobachtet werden. Bei ausreichender Sauerstoffversorgung wurden Reinigungsleistungen (NH₄-N) über 50 % bis maximal 90,9 % nachgewiesen (Standort Günterode). Die Reinigungsleistung bzgl. Gesamtstickstoff (Nges) lag bei über 50 % und maximal 74,2 % (Standort Günterode) bzw. über 80 % (Standort Schleiz). Verbreitet niedrige Abwassertemperaturen sowie zeitweise nicht optimale Sauerstoffversorgung durch die solarbetriebenen OLOIDe führte zu stark schwankenden Reinigungsleistungen bzgl. NH₄-N und Nges am Standort Witzendorf.

Somit kann diese Kombinationslösung eine gute Alternative zum Neubau, aber insbesondere auch für die Umrüstung bestehender Anlagen darstellen. Der Flächenverbrauch kann gegenüber konventionell belüfteten Teichen verkleinert werden, da sich die Reinigungsleistung durch die erhöhte Biofilmverfügbarkeit verbessert. Der reine Solarbetrieb muss derzeit jedoch noch als nicht empfehlenswert eingestuft werden.

Auch die Wirtschaftlichkeit des Lösungsansatzes konnte im Vergleich zu alternativen Behandlungskonzepten nachgewiesen werden. Dies gilt insbesondere für eine mögliche Nachrüstung bestehender Teiche. Die zusätzlichen Anlagenteile (Mehrkosten) können nur bei höheren Anforderungen (Stickstoffparameter) gerechtfertigt werden, da diese mit konventionellen belüfteten TKA nicht zuverlässig eingehalten werden können.

Der Einsatz von OLOIDen ermöglicht eine besonders energieeffiziente und damit klimaschonende Abwasserbehandlung. Für größere Ausbaugrößen (ab ca. 300 EW) ist allerdings, u. a. aus Wirtschaftlichkeitsaspekten, die Zuschaltung anderer Belüftungsaggregate notwendig, wodurch die Klimaschutzleistung reduziert wird.

Aufbauend auf den Untersuchungsergebnissen zu Reinigungs-, Klimaschutzleistung und Wirtschaftlichkeit konnten Bemessungsempfehlungen für verschiedene Ausbaugrößen abgeleitet werden (vgl. Kapitel 6).

Die beteiligten Abwasserzweckverbände bestätigen den anhaltenden Bedarf an leistungsstarken, energie- und kosteneffizienten Lösungen für den ländlichen Raum, auch vor dem Hintergrund des demografischen Wandels und der Möglichkeit der Weiternutzung vorhandener Anlagenbestände.

Ertüchtigte Abwasserteiche können dabei neben ihrer Funktion der Abwasserreinigung bzw. des Gewässerschutzes weitere Ökosystemleistungen wie hydraulische Funktionen oder ggf. sogar Biodiversitätsfördernde Lebensräume bereitstellen. Für das untersuchte Behandlungskonzept ließen sich positive Beiträge der Teichmatten auf der örtlichen Landschaftsebene, sowie auf der

Standortebene mit Bezug zur Pflanzenauswahl der Teichmatten sowie der Möglichkeit der Quantifizierung der Teichmatten im Rahmen des naturschutzrechtlichen Ausgleichs aufzeigen. Auf Standortebene wird bei einem differenzierten Einsatz von Teichmatten auf Klärteichen die strukturelle Qualität der Teich(oberfläche) verbessert. Der verwendeten Pflanzenauswahl konnte außerdem ein gutes Potenzial zur Bereitstellung von Habitatqualitäten für den Artenschutz attestiert werden.

Diesen Vorteilen der Kosteneffizienz, Ressourcenschonung sowie gute Integrierbarkeit in Landschaft und Naturhaushalt steht ein vergleichsweise hoher Flächenbedarf, geringe Steuerbarkeit der Reinigungsprozesse und Abhängigkeit der Reinigungsleistung von jahreszeitlichen und witterungsbedingten Rahmenbedingungen gegenüber. Nicht zuletzt bei anstehenden Sanierungen vorhandener Abwasserteiche, sollte eine Ertüchtigung anstatt Neubau dennoch geprüft werden.

Zusätzliche Optimierungspotenziale sowie weiterer Forschungsbedarf bestehen in den folgenden Bereichen:

1. Weitere Qualifizierung der Gestaltung geeigneter Pflanzschemata. Lässt sich ggf. der Bedarf an Teichmatten (Bedeckungsfläche) und damit die Investitionskosten ohne Verlust der Reinigungsleistung reduzieren?
2. Erfahrungen zum Pflegeaufwand und -bedarf der Teichmatten. Im Projektzeitraum erfolgte keine Mahd o. ä. Brüderl (2005) empfiehlt die Entnahme der Biomasse.
3. Erfahrungen zum Einfluss auf den Schlammanfall sowie daraus resultierende Mehrkosten. Hier muss von einer geringfügigen Zunahme ausgegangen werden, doch die Quantifizierung ist schwierig messtechnisch nachzuweisen oder erfordert langjährige Beobachtung im Vergleich zu einer nicht ausgerüsteten Anlage.
4. Verringerung des Schlammanfalls in den Teichen durch Rückhalt von Schlämmen und Feststoffen in den Teichen vorgeschalteten Vorklärstufen.
5. Zusätzliche Anforderungen des Nährstoffrückhalts. Kann durch Phosphatadsorption im Klärteich 2 ohne zusätzlichen Energieaufwand für Dosierpumpen für Eisen/Aluminiumsalzdosierung eine zuverlässige P-Elimination gewährleistet werden?
6. Trägermaterial der Teichmatten. Wie lassen sich die Lebensdauer der Teichmatten verlängern und ggf. Entsorgungsanforderungen reduzieren? Nicht auf konventionellen Kunststoffen basierende Lösungen sind am Markt erhältlich, wodurch die Kosten für eine Entsorgung (im Projekt: Mischabfall aus konventionellen Kunststoffen, Kokosmatten, Pflanzen und Metallverbindern) reduziert werden.
7. Welche weiteren Aspekte / Wirkungskategorien sind hinsichtlich einer ressourcenschonenden Konzeptgestaltung zu berücksichtigen? U. a. ist die Entsorgungsphase in die Bilanzierungen zu integrieren.
8. Direkte Emissionen von Treibhausgasen sind zu minimieren und bei der Konzeptauslegung zu berücksichtigen. Die Bilanzierung kann unter Bezug auf DWA-M 230 1 und 2 erfolgen.
9. Eine Qualifizierung von Planern und Betriebspersonal im Umgang mit naturnahen Systemen erscheint notwendig: u. a. zu Wartung / Instandhaltung / Pflege sowie naturbedingten Schwankungen im Betrieb.

8 Literaturverzeichnis

Abwassertechnische Vereinigung (1997). Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. 4. Aufl. Berlin: Ernst (ATV-Handbuch).

Barjenbruch, M. (2018). Umbau, Nachrüstung und Optimierung von Abwasserteichanlagen – Was ist zu beachten und was ist machbar?. Abrufbar unter: https://www.dwa-no.de/files/media/content/PDFs/LV_Nord-Ost/veranstaltungen/2018-10-25_Praxisseminar/2_Barjenbruch_Abwasserteiche.pdf.

Barjenbruch, M.; Teschner, K. (2007). Untersuchungen an Abwasserteichanlagen im Land Sachsen-Anhalt (2006). Technische Universität Berlin. Berlin, März 2007. Abrufbar unter: https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Abwasser/Kommunalabwasser/Abwasserteichanlagen/Dateien/bericht_teiche_2006.pdf.

Barjenbruch, M.; Erler, C. (2004). Untersuchungen an Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt im Jahr 2004. Rostock, Dezember 2004. Abrufbar unter: https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Abwasser/Kommunalabwasser/Abwasserteichanlagen/Dateien/tka04.pdf.

Barjenbruch, M.; Erler, C. (2005). A performance review of small German WSPs identifying improvement options. In: *Water Science and Technology* 51 (12), S. 43–49. DOI: 10.2166/wst.2005.0423.

Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2016). Merkblatt Nr. 4.4/23. Stand 15. Dezember 2015. Ertüchtigung und Sanierung von Abwasserteichanlagen im ländlichen Raum. Abrufbar unter: [https://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=eshop&DIR=eshop&ACTIONxSETVAL\(artdtl.htm,APGxNODENR:3778,AARTxNR:lfu_was_00120,AARTxNODENR:347443,USERxBODYURL:artdtl.htm,KATALOG:StMUG,AKATxNAME:StMUG,ALLE:x\)=X](https://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=eshop&DIR=eshop&ACTIONxSETVAL(artdtl.htm,APGxNODENR:3778,AARTxNR:lfu_was_00120,AARTxNODENR:347443,USERxBODYURL:artdtl.htm,KATALOG:StMUG,AKATxNAME:StMUG,ALLE:x)=X).

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) (2023). Nationale Wasserstrategie. Kabinettsbeschluss vom 15. März 2023. Abrufbar unter: https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nationale_wasserstrategie_2023_bf.pdf.

Brüdern, U. (2005). Ökologische und betriebliche Entwicklungspotenziale von Abwasserteichanlagen. Dissertation. Universität Hannover. 2005.

Cauchie, H.-M.; Salvia, M.; Weicherding, J.; Thomé, J.-P.; Hoffmann, L. (2000). Performance of a Single-Cell Aerated Waste Stabilisation Pond Treating Domestic Wastewater: A Three-Year Study. In: *Internat. Rev. Hydrobiol.* 85 (2-3), S. 231–251. DOI: 10.1002/(SICI)1522-2632(200004)85:2/3<231:AID-IROH231>3.0.CO;2-P.

Chen, Z.; Cuervo, P.D.; Müller, J. A.; Wiesner, A.; Köser, H.; Vymazal, J.; Kästner, M.; Kusch, P. (2016). Hydroponic root mats for wastewater treatment—a review. *Environ Sci Pollut Res* (2016) 23:15911–15928.

Deutsches Institut für Normung e.V. (DIN) (2020). Nachhaltigkeit von Bauwerken – Umweltproduktdeklarationen – Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte; Deutsche Fassung EN 15804:2012+A2:2019. März 2020.

Deutsches Institut für Normung e.V. (DIN) (2019). Treibhausgase – Carbon Footprint von Produkten – Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung (ISO 14067:2018); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14067:2018. DIN EN ISO 14067:2019-02, Februar 2019.

Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2022). Merkblatt DWA-M 230-2. Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung – Teil 2: Motivation und Vorgehen zur Erstellung von CO₂e-Bilanzen. Oktober 2022. 1. Auflage, Hennef 2022.

Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2020/21). Jahrbücher Kläranlagen- und Kanal-Nachbarschaften. Landesverbände: Nord (2021), Nord-Ost (2020/2021), Nordrhein-Westfalen (2021), Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland (2020/2021), Sachsen/Thüringen (2019/2020), Bayern (2020), Baden-Württemberg (2020).

Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2020). 33. Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen. Entwicklung des Stromverbrauches. Hennef, 2020. Abrufbar unter: https://de.dwa.de/files/media/content/06_SERVICE/Zahlen%20%7C%20Fakten%20%7C%20Umfragen/leistungsvergleich_2020_final.pdf.

Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2019). Jahrbuch Kläranlagen- und Kanal-Nachbarschaften. Landesverband Sachsen/Thüringen 2019/2020. DWA-Landesverband Sachsen/Thüringen, Dresden 2019.

Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2016). DWA-A 131 (2016): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.

Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2011). Arbeitsblatt DWA-A 222. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe bis 1000 Einwohnerwerte. Hennef Mai 2011.

Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2005). Arbeitsblatt DWA-A 201. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen. Hennef August 2005.

Die Bundesregierung [Hrsg.] (2021). Die Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Weiterentwicklung 2021. Stand 15. Dezember 2020. Abrufbar unter: <https://www.bundesregierung.de/resource/blob/998006/1873516/9d73d857a3f7f0f8df5ac1b4c349fa07/2021-03-10-dns-2021-finale-langfassung-barrierefrei-data.pdf?download=1>.

Dodkins, I.; Mendzil, AF (2014). Floating Treatment Wetlands (FTWs). In: Water Treatment: Treatment efficiency and potential benefits of activated carbon. March 2014. SEACAMS Swansea University, Wales, GB.

Europäische Kommission (2001). Extensive wastewater treatment processes adapted to small and medium sized communities (500 to 5,000 population equivalents). Implementation of Council Directive 91/271 of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment. Luxembourg: Publications Office. Abrufbar unter: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/a08310d9-83d8-48dd-98fe-25c80b4dc4c2>, zuletzt geprüft am 10.03.2020.

Faulwetter, J. L.; Burr, M. D.; Cunningham, A. B.; Stewart, F. M.; Camper, A. K.; Stein, O.R. (2011). Floating Treatment Wetlands for Domestic Wastewater Treatment. In: Water Sci Technol. 2011; 64 (10); 2089-95.

Fuhrmann, T. (2014). Anwendung und Potenziale von Abwasserteichsystemen im internationalen Kontext. 1. Aufl. Witten: IEEM (Schriftenreihe Umwelttechnik und Umweltmanagement, 32). Abrufbar unter: https://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/3802/2/Dissertation%20Fuhrmann%20Abwasserteiche_IEEM-Schriftenreihe_Bd.%2032_2014_tuprints.pdf, zuletzt geprüft am 28.02.2020.

- Ghermandi, A.; Fichtman, E. (2015). Cultural ecosystem services of multifunctional constructed treatment wetlands and waste stabilization ponds: Time to enter the mainstream? In: *Ecological Engineering* 84, S. 615–623. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.09.067.
- Headley, T. R.; & Tanner, C. C. (2006). Floating Treatment Wetlands: an Innovative Option for Stormwater Quality Applications. 11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control.
- Hobus, I. (2006). Dynamische Simulation von Abwasserteichen zur Beurteilung des Einflusses schwankender Umweltbedingungen auf die Reinigungsleistung. Dissertation, Technische Universität Berlin. Berlin 2007.
- Maehlmann, J. (2006). Entwicklung flexibler hydraulischer Barrieren aus technischen Textilien mit Aufwuchsträgercharakteristik zur Verbesserung der Reinigungsleistung von Abwasserteichen. Vortrag. Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V., Chemnitz.
- Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie [Hrsg.] (2018). Merkel, S. et. al. (2018). Leitfaden zur Phosphorelimination in Abwasserteichanlagen. Wiesbaden, 2018. Abrufbar unter: https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/abwasser/kommunales_abwasser/regelungen/LeitfadenPhosphorelimAbwasserteich2018.pdf.
- Meyer, B. C. (2022). Landschaftsökologische Einordnung von (ertüchtigten) Abwasserteichen. Landschaftliche Einstufung von 2 Anlagen in Thüringen sowie idealtypische Einordnung der Ausgleichserfordernisse. Gutachten im Auftrag des Instituts für Infrastruktur und Ressourcenmanagement, Universität Leipzig. Leipzig Dezember 2022.
- Moore, T. L. C.; Hunt, W. F. (2012). Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds - a means for evaluation? In: *Water research* 46 (20), S. 6811–6823. DOI: 10.1016/j.watres.2011.11.026.
- Orth, H.; Lange, R.-L. [Hrsg.] (2010). Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern. Bochum: Univ. Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik (Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Bd. 2), zuletzt geprüft am 10.03.2020.
- Pavlineri, N.; Skoulikidis, N. Th.; Tsihrintzis, V. A. (2017). Constructed floating wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. In: *Chemical Engineering Journal*, Volume 308, 15 January 2017, Pages 1120-1132.
- Rühmland, S. (2015). Technische Feuchtgebiete zur Nachreinigung von Abwasser. Stickstoff, Abwasserdesinfektion, Spurenstoffe. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin 2015. Abrufbar unter: <https://depositonce.tu-berlin.de/items/629806cb-eb2a-415e-a8f9-e2f1c85f1fa0>.
- Rudolph, K.-U.; Fuhrmann, T. (2010). Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen. Schlussbericht. Institut für Umwelttechnik und Management. Witten. Abrufbar unter: <https://www.tib.eu/de/suchen/id/TIBKAT%3A64600784X/>, zuletzt geprüft am 11.03.2020.
- Sachsen-Anhalt. Landesamt für Umweltschutz (2007). Abwasserteichanlagen zur kommunalen Abwasserreinigung. Hinweise und Empfehlungen zur Optimierung. Fachinformation 2/2007. März 2007.

Sachsen-Anhalt. Landesamt für Umweltschutz (2006). Abwasserteichanlagen zur kommunalen Abwasserreinigung. Hinweise zu Planung, Bau, Betrieb und Optimierung. Fachinformation 2/2006. März 2006.

Schieblich, E.; Lautenschläger, S.; Kellner, R. (2023). Gewässerschutz im ländlichen Raum. Optimierung naturnaher Teichkläranlagen. KA Betriebs-Info (53), Nr. 3, Juli 2023. S. 3392-3396.

Schieblich, E.; Lautenschläger, S. (2022). Optimierung naturnaher Teichkläranlagen mit OLOIDen und natürlichen Biofilmaufwuchsträgern als Alternative zu Neubau oder Umrüstung mit technischen Klärsystemen, Teilprojekt B: Pilotprojekt – begleitende Untersuchung und Bewertung der Leistungsfähigkeit, Nachhaltigkeit und Kosteneffizienz des Anlagenkonzeptes. Abschlussbericht Projekt 2018 AU 0021 Heilbad Heiligenstadt, Juni 2022. Unveröffentlicht.

Seidel, Volker (2021). Pflanzungen an Gewässern. Röhrriechmatten. Röhrriechinseln. Xylitfaser. Vortrag zum 1. Beiratstreffen des Projektes „Energie- und ressourceneffiziente Gewässerbewirtschaftung Untersuchungen zum kombinierten Einsatz innovativer Umwälz-/Belüftungstechnik und (natürlicher) Biofilmaufwuchsträger im Bereich der Abwasserbehandlung und Teichbewirtschaftung“, DBU AZ 34478. Leipzig, 23.02.2021.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2023). Preise. Daten zur Energiepreisentwicklung. Lange Reihen von Januar 2005 bis Januar 2023. Erschienen am 02. März 2023.

https://www.destatis.de/DE/Themen/Wirtschaft/Preise/Publikationen/Energiepreise/energiepreisen/twicklung-pdf-5619001.pdf?__blob=publicationFile.

US EPA (2011). Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond System for Plant Operators, Engineers, and Managers. Hg. v. United States Environmental Protection Agency. Land Remediation and Pollution Control Division. Cincinnati (EPA/600/R-11/088). Abrufbar unter: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-09/documents/lagoon-pond-treatment-2011.pdf>, zuletzt geprüft am 12.03.2020.

US EPA (2002). Wastewater Technology Fact Sheet. Aerated, Partial Mix Lagoons. United States Environmental Protection Agency. Abrufbar unter: <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/apartlag.pdf>, zuletzt geprüft am 28.04.2020.

9 Anhang: Zentrale Annahmen der Kapitel 4 und 5 in der Basisvariante, Bezugsjahr 2020⁴⁵

- Spezifische Oberfläche der Aufwuchsträger: 30 m² pro m² Teichmatte (vgl. Kapitel 3.3)
- Natürlicher Sauerstoffeintrag: 10 g O₂ pro m² und Tag
- Bilanzierungszeitraum: 25 Jahre
- Nutzungsdauer im Bilanzierungszeitraum:
 - Teichaufbau: 25 Jahre
 - Teichmatten: 25 Jahre
 - Belüftungseinrichtungen: 12,5 Jahre (für alle Aggregattypen gleichermaßen angesetzt, gemäß Herstellerangaben sind deutlich darüber hinausgehende Nutzungsdauern zu erwarten)
- Kalkulationszinssatz: 3 %
- Energiebedarf für Sauerstoffeintrag: (Herstellerangaben):
 - Oloid 400: 0,52 bzw. 0,8 kWh / kg O₂ (mit bzw. ohne Frequenzumformer)
 - Zusatzbelüftung: 1 kWh / kg O₂
- Der Stromverbrauch zur Deckung des Energiebedarfs der Belüftungsaggregate (vgl. Kapitel 4) wurde rechnerisch ermittelt über den notwendigen Sauerstoffeintrag für CSB-, BSB-Abbau und Nitrifizierung abzüglich natürlichem Sauerstoffeintrag sowie mit oben aufgeführtem Energiebedarf für den Sauerstoffeintrag durch Oloide bzw. Zusatzbelüftung. Dies würde in der Praxis eine entsprechende Steuerung des Sauerstoffeintrages, mind. die Verwendung von Zeitschaltuhren voraussetzen. Anderenfalls kann es zu einem höheren Stromverbrauch durch nicht bedarfsangepasste Belüfterlaufzeiten kommen.
- Wartung (unabhängig vom betrachteten Anlagentyp): 50 mal pro Jahr, 20 km; zusätzlich Teichmatten 1 mal jährlich 20 km
- Erdaushub 20 km
- Sand / Kies / Schotter / Splitt 50 km
- Sonstige Bauteile 200 km
- Kosten Instandhaltung Belüftungsaggregate 4 % der Anschaffungs- und Herstellungskosten jährlich (Herstellerangaben)
- Strombezugskosten Nutzungsphase, Bezugsjahr 2020: 0,1534 €/kWh (Destatis 2023)
- Grunderwerb: 10 €/m²
- Teichmatten, inkl. Lieferung, ohne Einbau: 46,86 € / m² (Projektspezifisch)
- Belüfter je nach Typ und Leistung zwischen 5.000 und 10.500 € pro Stück (Herstellerangaben)
- Wartung / Instandhaltung durch Betriebspersonal 66 h pro Jahr mit 50 € pro h
- Sowie: siehe Sensitivitätsanalysen.

⁴⁵ Soweit nicht anders angegeben beziehen sich die Annahmen auf eigene Annahmen basierend auf Literaturlauswertungen, vorangegangenen Projektergebnissen und Erfahrungswerten der beteiligten Zweckverbände.

Bildquellen:

Titelblatt OLOID Solution GmbH

S. 8, Abbildungen 2 und 3 OLOID Solution GmbH

S. 9, Abbildungen 4 und 5 OLOID Solution GmbH

S. 11, Abbildung 7 OLOID Solution GmbH

S. 24, Abbildungen 21 und 22 OLOID Solution GmbH

S. 25, Abbildungen 23, 24 und 25 OLOID Solution GmbH

S. 26, Abbildungen 26 und 27 OLOID Solution GmbH

S. 27, Abbildung 28 Eichsfeldwerke

S. 30, Abbildung 29 Eichsfeldwerke

Stand:

31.07.2023

Kontakt:

InfraRes GmbH
Sabine Lautenschläger
Coppistraße 82
04157 Leipzig

E-Mail: sabine.lautenschlaeger@infrares.de

OLOID Solution GmbH
Eric Schieblich
Wilhelm-Winkler-Straße 3
04178 Leipzig

E-Mail: eric.schieblich@oloid.de

