

Abschlussbericht

En:Sekt Energetische **Sekt**orkopplung zwischen
Wasser- und Energiewirtschaft durch
heizwertorientierte Abwasserbehandlung

AZ 35540/01-23

gefördert durch



www.dbu.de



Abschlussbericht

En:Sekt – Energetische **Sekt**orkopplung zwischen Wasser- und Energiewirtschaft durch heizwertorientierte Abwasserbehandlung

AZ 35540/01-23

gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de

Gefördert durch:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt

An der Bornau 2

49090 Osnabrück

Bearbeitung:

Technische Universität Dresden

Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

01062 Dresden

M. Sc. Julius Böckmann

Dr.-Ing. Markus Ahnert

Dr.-Ing. Thomas Schalk

Projektleitung:

Dr.-Ing. Thomas Schalk

Dresden, den 05.12.2024

Briefadresse

TU Dresden, Inst. f. Siedlungs-
und Industrierwasserwirtschaft
01062 Dresden

Paketadresse

TU Dresden, Inst. f. Siedlungs-
und Industrierwasserwirtschaft
Helmholtzstraße 10
01069 Dresden

Besuchsadresse

Bergstraße 66
Neubau Chemische Institute
BA2, Zimmer 168

barrierefreier Zugang

gekennzeichnete Parkflächen
im Kerngelände

**Steuernummer
(Inland)**

203/149/02549

**Umsatzsteuer-Id-Nr.
(Ausland)**

DE 188 369 991

Bankverbindung

Commerzbank AG,
Filiale Dresden

IBAN

DE52 8504 0000 0800 4004 00

BIC

COBADEFF850

Die TU Dresden ist
Partnerin im Netzwerk
DRESDEN-concept



Internet www.tu-dresden.de

Kein Zugang für elektronisch signierte sowie verschlüsselte elektronische Dokumente.

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	35540/01	Referat	23	Fördersumme	124.360 €
----	----------	---------	----	-------------	-----------

Antragstitel **Energetische Sektorkopplung zwischen Wasser- und Energiewirtschaft durch heizwertorientierte Abwasserbehandlung**

Stichworte Verfahrenstechnik/Prozesse, Abwasser, Energie, Kläranlage, Schlammbehandlung, Flockungshilfsmittel, Energieerzeugung, Stoffliche Verwertung, Pyrolyse

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
23 Monate	01.09.2022	31.07.2024	1

Zwischenberichte -

Bewilligungsempfänger	Technische Universität Dresden	Tel 0351 – 463 33684
	Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft	Fax 0351 – 463 37204
	Herr Prof. Dr. Peter Krebs	Projektleitung
	Bergstr. 66	Dr.-Ing. Thomas Schalk
	01062 Dresden	Bearbeiter
		M. Sc. Julius Böckmann
		Dr.-Ing. Markus Ahnert
		Dr.-Ing. Thomas Schalk

Kooperationspartner

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Der Ausstieg aus der stofflichen Verwertung von Klärschlamm in Landwirtschaft und Landschaftsbau steigert die Bedeutung von thermischen Entsorgungsverfahren. Die Verfahrenstechnik auf Kläranlagen ist auf die Erzeugung stabilisierter Klärschlämme abgestimmt. Damit werden zwar Probleme bei der Schlamm Lagerung und -verwertung vermieden, allerdings mindert dies den Heizwert des Schlammes. Für die thermische Verwertung ist dies kontraproduktiv, da die Schlämme auf einen höheren Feststoffgehalt zu trocknen sind. Gegenstand des Projektes ist die Untersuchung einer alternativen Verfahrensweise zur Verminderung von Heizwertverlusten bei der Abwasser- und Schlammbehandlung durch Intensivierung der Vorklä rung durch den Einsatz kohlenstoffhaltiger Adsorbentien wie bspw. gemahlener Pflanzenkohle oder Pyrolysekoks in Kombination mit einem Flockungshilfsmittel. Durch die erhöhte CSB-Abscheidung in der Vorklä rung sinken der Luftbedarf und damit der Elektroenergiebedarf in der biologischen Stufe sowie der Überschussschlammanfall. Im Gegensatz zu bisher erprobten Konzepten soll der Primärschlamm nicht zur Biogaserzeugung genutzt, sondern direkt thermisch verwertet werden. Voraussetzung dafür ist ein Paradigmenwechsel hin zur sektorübergreifenden Energieerzeugung (thermische Verwertungsanlage) und Energienutzung (Kläranlage).

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Zur Auswahl von geeigneten Adsorbentien und Flockungshilfsmitteln sowie zur Bestimmung der Prozessbedingungen wurden Versuche im labortechnischen Maßstab durchgeführt. Von Interesse waren dabei die erreichbaren Wirkungsgrade für die Elimination von AFS, CSB, Stickstoff und Phosphor, da diese Parameter entscheidend für die folgende Verfahrenskette sind. Zur Beurteilung der Lagerungsfähigkeit des erzeugten Gemischs wurden Gärtests durchgeführt. Die erzielten Ergebnisse wurden zur Bewertung des Verfahrens und von Möglichkeiten zu dessen Anwendung und Weiterentwicklung genutzt. Dabei spielten insbesondere Auswirkungen auf den Elektroenergie- und Wärmebedarf von Kläranlagen eine Rolle.

Ergebnisse und Diskussion

Von den untersuchten Kohlen hat sich Aktivkohle als am effektivsten erwiesen. Ursprünglich sollte Aktivkohle nicht im Fokus des Projektes stehen, allerdings machten die Ergebnisse eine entsprechende Anpassung des Projektplans erforderlich. Grundsätzlich spielt die Kohle für die CSB-Elimination eine geringe Rolle. Einen wesentlich größeren Einfluss haben die dosierten Fällungs- und Flockungshilfsmittel. Die Intensivierung der Vorklärung erfolgt daher analog zu den bekannten CEPT-Verfahren. Im Unterschied dazu wird der Primärschlamm nicht zur Erhöhung der Biogasproduktion eingesetzt, sondern als heizwertreiches Substrat für die thermische Verwertung. Die Dosierung von Aktivkohle in die Belebungsanlage dient der zeitweiligen Unterdrückung von Geruchsemissionen bei der Lagerung von entwässertem Rohschlamm.

Die heizwertorientierte Klärschlammbehandlung (HOKB) hat ein großes Potenzial zur Einsparung an Elektroenergie durch die Verringerung des erforderlichen Behandlungsvolumens infolge der verstärkten CSB-Ausschleusung über die Vorklärung, der Senkung der zu nitrifizierenden Frachten durch die fehlende Rückbelastung aus Faulungsanlagen und der Senkung des Schlammalters bei aeroben Schlammstabilisierungsanlagen auf das notwendige Schlammalter. Die Versuche haben gezeigt, dass Geruchsemissionen vor allem bei fließfähigen, d. h. eingedickten Schlämmen auftreten. Bei entwässerten, aktivkohlehaltigen Rohschlämmen treten bei kurzer Lagerung nur geringfügige Emissionen auf. Die Verdichtung des Schlammes verzögert offenbar schnelle Abbauprozesse.

Infolge des geringeren elektrischen Wirkungsgrades von Dampfturbinen im Vergleich zu BHKW verringert sich bei der heizwertorientierten Klärschlammbehandlung die Elektroenergieerzeugung um rd. 50 %. Daher ist die aus der direkten Rohschlammverbrennung erzeugbare Elektroenergie gegenwärtig geringer als bei der Klärgasverstromung. Allerdings vernachlässigt dies den Fakt, dass die Gesamtenergie mit HOKB deutlich höher ist als mit der gegenwärtigen Vorzugslösung mit Faulung und Klärgasverstromung. Der größte Teil der Energie fällt allerdings als Wärme an. Da im Zuge der Wärmewende zunehmend kommunale Wärmenetze ausgebaut werden, steigt auch der Bedarf für die Wärmebereitstellung. Die Wärmebereitstellung aus der Klärschlammverbrennung steht ganzjährig, gleichbleibend und damit berechenbar zur Verfügung. Der Fremdstrombedarf von Kläranlagen steigt zwar an, in der Gesamtbilanz wird der Energiegehalt aus Abwasser aber besser genutzt. Dazu ist es aber notwendig, vom Ziel der energieautarken Kläranlage abzurücken und die Kläranlage im Kontext von kommunaler Elektroenergie- und Wärmeerzeugung und deren Verbrauch zu betrachten.

Im Vergleich zu Anlagen mit aerober oder anaerober Stabilisierung führt die HOKB aufgrund des geringeren oTS-Abbaus (fehlende Stabilisierung) zur Steigerung der zu verwertenden Schlammmasse. Damit sind die Phosphatkonzentrationen im entwässerten Schlamm zunächst geringerer als in stabilisierten Schlämmen. Bezogen auf den mineralischen Anteil sind die Phosphatkonzentrationen vergleichbar. Für die Phosphatrückgewinnung aus Klärschlammmasche hätte die HOKB demzufolge keinen negativen Einfluss.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Das Projekt wurde zu verschiedenen Anlässen bei mehreren Akteuren vorgestellt und diskutiert, u. a. bei der CARBUNA AG und der Stadtentwässerung Hildesheim. Daran waren auch der DWA-Landesverband Nord sowie die Kommunale Nährstoffrückgewinnung Niedersachsen (KNRN) beteiligt. Darüber hinaus wurden verschiedenen Organisationen und Firmen im Rahmen des fachlichen Austauschs kontaktiert (u. a. Berliner Wasserbetriebe, Brenntag GmbH, Cabot Norit GmbH, Freiburger Abwasserbeseitigung, Hiller GmbH, Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg, Kläranlage Öhringen). Die Publikation der Projektergebnisse wird gegenwärtig vorbereitet.

Fazit

Der Fokus der Abwasserbehandlung ist gegenwärtig auf den Inselbetrieb von Kläranlagen ausgerichtet. Dies spiegelt sich in Betriebs- und Energiekonzepten wieder. Da Schlämme zukünftig weitgehend thermisch verwertet werden, sind diese Konzepte zu überprüfen. Wenn als letzte Stufe der Abwasser- und Schlammbehandlung die thermische Klärschlammverwertung vorgesehen ist, sollte zur Vermeidung von gesamtenergetischen Wirkungsgradverlusten die bisherige Linie der Abwasser- und Schlammbehandlung überdacht werden. Da der Fremdbezug von Elektroenergie und Wärme zu höheren Kosten führt als die Eigenproduktion, ist eine Realisierung der HOKB nur im Verbund der beteiligten Akteure aus Energieversorgung, Wasserversorgung, Abwasserbehandlung und thermischer Klärschlammbehandlung möglich.

Inhaltsverzeichnis

Projektkennblatt	5
Abbildungen	IV
Tabellen	VIII
Abkürzungen	XI
1 Einführung	1
2 Grundlagenermittlung	3
2.1 Verfahrensgrundlagen	3
2.1.1 Chemisch verbesserte Vorklämung (CEPT)	3
2.1.2 Kohlebreiverfahren	4
2.1.3 Verfahrenskonzept - Ausgangslage.....	6
2.2 Material und Methoden	8
2.2.1 Übersicht über die durchgeführten Labor- und Technikumsversuche.....	8
2.2.2 Adsorptionsversuche mit Abwasser	9
2.2.3 Absetzversuche mit Abwasser im Reihenrührwerk.....	10
2.2.4 Absetzversuche im Technikumsmaßstab.....	10
2.2.5 Halbtechnische Absetzversuche	13
2.2.6 Untersuchungen zur Geruchsentstehung.....	14
2.2.7 Untersuchungen zur Gasentwicklung.....	15
2.2.8 Abwassersiebung.....	15
2.2.9 Adsorptionsversuche mit Trinkwasser	16
2.3 Wesentliche Erkenntnisse	17
2.3.1 Adsorptionsverhalten der Kohlen	17
2.3.2 Eliminationsleistung für ausgewählte Abwasserparameter	19
2.3.3 Schlammeigenschaften.....	21
2.3.4 Geruchsemissionen.....	25
2.3.5 Gasemissionen.....	29
2.3.6 Abwassersiebung.....	29
2.4 Einordnung der Ergebnisse	31
2.4.1 Zusammenfassung der Erkenntnisse	31
2.4.2 Verfahrenstechnische Ausrichtung.....	32
2.4.3 Auswahl der Zuschlagsstoffe	32

3	Variantenvergleich	34
3.1	Umsetzungsoptionen für die heizwertorientierte Klärschlammbehandlung (HOKB).....	34
3.2	Erläuterungen zum Variantenvergleich	37
3.3	Randbedingungen und Bilanzierung.....	39
3.3.1	Grundlagen.....	39
3.3.2	Energiebilanzen	41
3.3.3	Kosten Betriebsmittel und Entsorgung	44
3.3.4	Kohlendioxid-Emissionen	45
3.4	Ergebnisse.....	48
4	Zusammenfassende Bewertung	54
4.1	Verfahrensführung	54
4.2	Geruchsemissionen	55
4.3	Sektorkopplung.....	56
4.4	Klärschlammverwertung	57
5	Fazit.....	58
6	Öffentlichkeitsarbeit.....	60
7	Literatur.....	61
8	Anhang I – Grundlagenermittlung	66
8.1	Analysemethoden und Geräteliste.....	66
8.2	Ableitung der Randbedingungen für die Langzeitversuchsreihe (V8).....	67
8.3	Adsorptionsversuche mit Abwasser (V1, V2).....	70
8.4	Reihenrührwerksversuche (V4, V5).....	70
8.5	Absetzversuche im Technikumsmaßstab (V6, V7, V8).....	72
8.6	Berechnung von Kohleanteil und Adsorption	77
8.7	Berechnung der CSB Adsorption	78
8.8	Halbtechnischer Absetzversuch (V12).....	79
8.9	Durchführung der anaeroben Batchtests (V9).....	81
8.10	Durchführung der olfaktorischen Tests (V11).....	82
8.11	Durchführung der Abwassersiebung (V10).....	85
8.12	Durchführung der Adsorptionsversuche für NH ₄ und PO ₄ in Trinkwasser (V3).....	86

9	Anhang II – Ergebnisse.....	87
9.1	Adsorptionsverhalten	87
9.2	Adsorptionsverhalten Trinkwasserversuche (V3).....	89
9.3	Eliminationsleistung.....	90
9.4	Langzeitversuchsreihe V8 (Schlammeigenschaften).....	94
9.5	Anaerobe Batchversuche.....	96
9.6	Olfaktorische Untersuchungen.....	99
9.7	Olfaktorische Untersuchung getrockneter Klärschlämme (V11-2).....	102
10	Anhang III – Bilanzierung.....	116
10.1	Variantenvergleich	116
10.2	Randbedingungen für die Stoffstrombilanzierung.....	117
10.3	Randbedingungen für die Energiebilanz.....	118
10.4	Randbedingungen für die CO ₂ -Bilanz.....	119
10.5	CSB-Bilanzen.....	120
10.6	Energiebilanzen.....	125

Abbildungen

Abbildung 2-1:	Links: Schematische Darstellung der Kohlebreikläranlage Tegel mit Mischgerinne zur Kohledosierung und Klärturm System Rothe-Röckner [SCHURY UND BUJARD, 1907], rechts: Kohlebreikläranlage Spandau [SALOMON, 1907].....	4
Abbildung 2-2:	Alternatives Verfahrenskonzept zur verstärkten vorgelagerten CSB-Elimination.....	6
Abbildung 2-3:	Absetzanlage mit Absetzreaktoren (links), Abzogener Primärschlamm (rechts)	11
Abbildung 2-4:	Langzeitversuchsreihe (V8): jahreszeitlicher Temperaturverlauf	12
Abbildung 2-5:	Adsorption von gelöstem CSB an Kohle P (links) und Kohle F (rechts)	17
Abbildung 2-6:	Feststoffschlammanfall bei unterschiedlichen Versuchsbedingungen (VSB) während der Langzeitversuchsreihe	22
Abbildung 2-7:	Feststoffaustrag aus der Laborzentrifuge während der Langzeitversuchsreihe	23
Abbildung 2-8:	Kohleanteil während der Langzeitversuchsreihe.....	23
Abbildung 2-9:	Heizwert der Primärschlämme während der Langzeitversuchsreihe (Klärschlamm und Aktivkohle (Kohle P) mit Ausweisung des Mittelwertes)	24
Abbildung 2-10:	Untersuchungen zur Geruchsentwicklung bei der Schlamm Lagerung während Versuchsreihe V11-4 (REF-Fe 30, P05-Fe)26	
Abbildung 2-11:	Ergebnisse der VOC-Messung während Versuchsreihe V11-3.....	27
Abbildung 2-12:	Getrockneter Primärschlamm; Kohlekonzentration ansteigend von links nach rechts (REF; Fe; P01-Fe; P025-Fe; P05-Fe; P10-Fe; P15-Fe).....	28
Abbildung 2-13:	Einfluss der Abwassersiebung auf die Trübung (Langzeitversuchsreihe, Tabelle 2.16).....	30
Abbildung 3-1:	Fließbild Option A (HOKB mit 4. RGS im Belebungsbecken)	35
Abbildung 3-2:	Fließbild Option B (HOKB mit alternativer Stickstoffelimination)	35
Abbildung 3-3:	Fließbild Option C (HOKB mit Hochlastbiologie und 4. Reinigungsstufe)	36
Abbildung 3-4:	Verfahrensfließbild HOKB Option A – Kombination mit 4. RGS.....	37
Abbildung 3-5:	Energiebilanz für Variante A4 (HOKB, 10 % Kohleanteil im Klärschlamm)	50
Abbildung 3-6:	Energiebilanzen im Vergleich.....	51
Abbildung 3-7:	Spezifische Kosten (bezogen auf den Schmutzwasseranfall).....	51

Abbildung 3-8:	CO ₂ -Äquivalente (Variante a1 ohne Berücksichtigung der Methanemissionen)	52
Abbildung 3-9:	Sensitivitätsanalyse (TR-Gehalt in [%], Heizwert H _u in [MJ/kg GV])	52
Abbildung 8-1:	links: Reihentrührwerk ohne Proben; rechts Adsorptionsversuch mit Kohle und Referenz ohne Kohle	70
Abbildung 8-2:	Beispiel für einen Absetzversuch (V5).....	71
Abbildung 8-3:	Fließbild Absetzanlage	73
Abbildung 8-4:	Zeichnung des Absetzreaktors mit Beschreibung	73
Abbildung 8-5:	Schlammabzug Absetzanlage; links: 5 Schlammproben nach dem Abzug; rechts: Schlammabzug.....	74
Abbildung 8-6:	Statisch eingedickter Primärschlamm	74
Abbildung 8-7:	Links: Laborzentrifuge; rechts: entwässerter Primärschlamm	75
Abbildung 8-8:	Trocknung von entwässertem Schlamm im Laborabzug.....	75
Abbildung 8-9:	Links: Getrockneter Primärschlamm; rechts: gemahlener Primärschlamm	75
Abbildung 8-10:	Verlauf der CSB-Zulaufkonzentrationen (Langzeitversuchsreihe V8)	76
Abbildung 8-11:	Links: Für die Versuche genutztes Nachklärbecken (NKB HTVA) mit Dosierstation für Eisen und Aktivkohle; rechts Kontaktreaktor.....	79
Abbildung 8-12:	Links: Primärschlamm freies Abfließen des Wassers; Mitte: Gepresster Filterkuchen; Rechts: Ausgewrungener Primärschlamm im entwässerten Zustand.....	80
Abbildung 8-13:	Versuchsstand, ohne Temperierung mit entwässertem Klärschlamm	81
Abbildung 8-14:	Beispiel für eine Probenserie (links: "gut", rechts: "schlecht")	83
Abbildung 8-15:	VOC-Messung – Beispielmessung	84
Abbildung 8-16:	Links: Abwassersiebung; rechts Siebe mit unterschiedlicher Maschenweite	85
Abbildung 9-1:	Ergebnis der Versuchsreihe V6-4 - Vergleich Absetzanlage und Reihentrührwerk.....	87
Abbildung 9-2:	CSB _{0,45µm} -Adsorption an Kohle P im Abwasser	87
Abbildung 9-3:	CSB _{0,45µm} -Reduktion, korrigiert mit REF0 (links: FeCl ₃ ; rechts Sachtoklar P (PAC) in Versuchsreihe V5-2)	87
Abbildung 9-4:	Boxplot zur Elimination von CSB _{0,45µm}	87
Abbildung 9-5:	Adsorption von Phosphat an Kohle P (Versuchsreihe V3-2).....	89
Abbildung 9-6:	pH-Wert Einfluss auf die Adsorption (Versuchsreihe V3-3)	89
Abbildung 9-7:	C _{CSB} -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8).....	90

Abbildung 9-8:	X_{CSB} -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8).....	91
Abbildung 9-9:	S_{CSB} -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8).....	91
Abbildung 9-10:	TOC-Elimination (Langzeitversuchsreihe V8).....	91
Abbildung 9-11:	Verringerung der Trübung (Langzeitversuchsreihe V8)	91
Abbildung 9-12:	X_{TS} -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)	92
Abbildung 9-13:	SAK_{254} -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)	92
Abbildung 9-14:	C_N -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)	92
Abbildung 9-15:	C_P -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8).....	92
Abbildung 9-16:	C_{PO4-P} -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8).....	93
Abbildung 9-17:	Schlammanfall als $X_{TS,PS}$ (Langzeitversuchsreihe V8)	94
Abbildung 9-18:	Feststoffgehalt des Primärschlamm (Langzeitversuchsreihe V8)	94
Abbildung 9-19:	Schlammanfall Q_{PS} (Langzeitversuchsreihe V8).....	94
Abbildung 9-20:	Kohleanteil φ_{Kohle} (Langzeitversuchsreihe V8)	94
Abbildung 9-21:	Glühverlust im Primärschlamm (Langzeitversuchsreihe V8).....	95
Abbildung 9-22:	Spezifischer P-Gehalt im Primärschlamm (Langzeitversuchsreihe V8).....	95
Abbildung 9-23:	Gasanfall während des anaeroben Batchtests V9-R1	96
Abbildung 9-24:	Gasanfall während des anaeroben Batchtests V9-R3	96
Abbildung 9-25:	Gasanfall während der anaeroben Batchtests V9-E1 und V9-E2	97
Abbildung 9-26:	Gasanfall während der anaeroben Batchtests V9-E3 und V9-E4	98
Abbildung 10-1:	CSB-Bilanz für Variante A1 (GK5, anaerobe Stabilisierung)	120
Abbildung 10-2:	CSB-Bilanz für Variante A2 (GK5, HOKB mit 0 % Kohleanteil im Klärschlamm)	120
Abbildung 10-3:	CSB-Bilanz für Variante A3 (GK5, HOKB mit 5 % Kohleanteil im Klärschlamm)	121
Abbildung 10-4:	CSB-Bilanz für Variante A4 (GK5, HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm)	121
Abbildung 10-5:	CSB-Bilanz für Variante a1 (GK4a, aerobe Stabilisierung).....	122
Abbildung 10-6:	CSB-Bilanz für Variante a2 (GK4a, anaerobe Stabilisierung)	122
Abbildung 10-7:	CSB-Bilanz für Variante a3 (GK4a, HOKB mit 0 % Kohleanteil im Klärschlamm)	123
Abbildung 10-8:	CSB-Bilanz für Variante a4 (GK4a, HOKB mit 5 % Kohleanteil im Klärschlamm)	123
Abbildung 10-9:	CSB-Bilanz für Variante a5 (GK4a, HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm)	124

Abbildung 10-10: Energiebilanz für Variante A1 (GK5, anaerobe Stabilisierung).....	125
Abbildung 10-11: Energiebilanz für Variante A2 (GK5, HOKB mit 0 % Kohleanteil im Klärschlamm)	125
Abbildung 10-12: Energiebilanz für Variante a1 (GK4a, aerobe Stabilisierung).....	126
Abbildung 10-13: Energiebilanz für Variante a2 (GK4a, anaerobe Stabilisierung)	126
Abbildung 10-14: Energiebilanz für Variante a3 (GK4a, HOKB mit 0 % Kohleanteil im Klärschlamm)	127
Abbildung 10-15: Energiebilanz für Variante a5 (GK4a, HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm)	127
Abbildung 10-16: Energiebilanz für Variante a5 (GK4a, HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm und solarer Trocknung)	128

Tabellen

Tabelle 2.1:	Eliminationsleistung des CEPT-Verfahrens im Vergleich zur konventionellen Sedimentation	3
Tabelle 2.2:	Übersicht über die durchgeführten Labor- und Technikumsversuche.....	8
Tabelle 2.3:	Untersuchte Kohlesorten	9
Tabelle 2.4:	Übersicht über mit Abwasser durchgeführte Adsorptionsversuche.....	9
Tabelle 2.5:	Reihenrührwerksversuche	10
Tabelle 2.6:	Übersicht über die untersuchten Versuchskombinationen	11
Tabelle 2.7:	Übersicht über die Versuchsbedingungen während der Langzeitversuchsreihe.....	12
Tabelle 2.8:	Durchgeführte Analysen während der Langzeitversuchsreihe.....	13
Tabelle 2.9:	Im halbtechnischen Absetzversuch erzeugte und gemischte Schlämme	13
Tabelle 2.10:	Versuchsmethodik zur Geruchsbewertung	14
Tabelle 2.11:	Durchgeführte Untersuchungen zur Geruchsbewertung.....	15
Tabelle 2.12:	Anaerobe Batchtests (Versuchsreihe V11).....	15
Tabelle 2.13:	Mit Trinkwasser durchgeführte Adsorptionsversuche).....	16
Tabelle 2.14:	Spezifische Elimination von $CSB_{0,45\mu m}$ für Fällmittel und PAK	18
Tabelle 2.15:	Adsorption von NH_4-N und PO_4-P mit Kohle P in Trinkwasser.....	19
Tabelle 2.16:	Während der Langzeitversuchsreihe erreichte Eliminationsleistung	19
Tabelle 2.17:	Eigenschaften der eingesetzten Konditionierungsmittel.....	21
Tabelle 2.18:	Ergebnisse der Langzeitversuchsreihe (Schlammeigenschaften).....	21
Tabelle 2.19:	Vergleich zwischen berechneten und gemessenen Heizwerten	24
Tabelle 2.20:	Heizwerte von Klärschlämmen, Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten	25
Tabelle 2.21:	Übersicht über die durchgeführten Versuche und die erzielten Ergebnisse	31
Tabelle 3.1:	Umsetzungsoptionen für die heizwertorientierte Klärschlammbehandlung	34
Tabelle 3.2:	Untersuchte Modellkläranlagen	37
Tabelle 3.3:	Varianten für die Bilanzierung.....	38
Tabelle 3.4:	Abhängigkeit der einwohnerspezifischen Feststofffracht vom Glühverlust	39

Tabelle 3.5:	Vergleich der Konzentrationsbereiche zwischen Modellbilanz und Langzeitversuchsreihe	40
Tabelle 3.6:	Fällmitteldosierung für die Bilanzierung der Modellkläranlage.....	40
Tabelle 3.7:	Für die Bilanzierung genutzte Entwässerungsgrade	41
Tabelle 3.8:	Stromverbrauch für die Belüftung.....	42
Tabelle 3.9:	Heizwerte für Organik in Abhängigkeit vom CSB/oTS-Verhältnis	43
Tabelle 3.10:	CSB/oTS-Verhältnisse und sich daraus ergebende Heizwerte	43
Tabelle 3.11:	Spezifische Bruttokosten für Betriebsmittel und Entsorgung.....	45
Tabelle 3.12:	Methanemissionen ausgewählter Verfahrensschritte auf Kläranlagen.....	46
Tabelle 3.13:	Mittleres Restgaspotential in Abhängigkeit der Lagerzeit	46
Tabelle 3.14:	Ausgewählte Ergebnisse der Bilanzierung.....	49
Tabelle 8.1:	Nachweismethoden	66
Tabelle 8.2:	Vor-Ort Analysen	66
Tabelle 8.3:	Laborgeräte	66
Tabelle 8.5:	Ziele der durchgeführten Laborversuche	67
Tabelle 8.6:	Übersicht über die verwendeten Kohlesorten	67
Tabelle 8.7:	Eingesetzte Fäll- und Flockungshilfsmittel in der Langzeitversuchsreihe.....	69
Tabelle 8.8:	Eingesetzte Fäll- und Flockungshilfsmittel	71
Tabelle 8.9:	Durchführung der Absetzversuche mit Abwasser im Reiherrührwerk	71
Tabelle 8.10:	Im Technikumsmaßstab durchgeführte Versuchsreihen	72
Tabelle 8.11:	Durchführung der Absetzversuche im Technikumsmaßstab.....	72
Tabelle 8.12:	Randbedingungen für den halbtechnischen Absetzversuch.....	79
Tabelle 8.13:	Geruchsprofil – Polaritätspaare und Beispiel.....	82
Tabelle 8.14:	Bewertungsmatrix für die Geruchintensität.....	83
Tabelle 9.1:	Eliminationsleistung für gelösten CSB (S_{CSB}) während der Langzeitversuchsreihe.....	88
Tabelle 9.2:	Ergebnisse der Langzeitversuchsreihe (V8)	90
Tabelle 9.3:	Zusammenhang zwischen Kohleanteil und Glühverlust.....	95
Tabelle 9.4:	Vergleich der berechneten und gemessenen Heizwerte.....	95
Tabelle 9.5:	Anaerobe Batchversuche (V9-R)	96
Tabelle 9.6:	Anaerobe Batchtests – Versuche mit entwässertem Schlamm (V9-E)	97

Tabelle 9.7:	Übersicht über die Untersuchung der olfaktorischen Eigenschaften mit Bezug zur gewählten Analyseverfahren 99
Tabelle 9.8:	Vorversuche zur Stabilität nach LEDWA (2023) (V7), Übersicht über die unterschiedlichen Kohlesorten und -konzentrationen 100
Tabelle 9.9:	Geruchsintensität V7-1 mit 1,0 g TR/l; links: aerob; rechts: anaerob 101
Tabelle 9.10:	Geruchsintensität V7-2 mit 0,2 g TR/l; links: aerob; rechts: anaerob 101
Tabelle 9.11:	Durchführung der Geruchsbewertung bei getrockneten Klärschlämmen (V11-2) 102
Tabelle 9.12:	Geruchsbewertung bei getrockneten Klärschlämmen Teil 1 (V11-2) 103
Tabelle 9.13:	Geruchsbewertung bei getrockneten Klärschlämmen Teil 2 (V11-2) 104
Tabelle 9.14:	Durchführung der Geruchsbewertung bei anaerob gelagerten, entwässerten Klärschlämmen (V11-3) 105
Tabelle 9.15:	VOC-Konzentrationen anaerob gelagerter, entwässerter Klärschlamm (V11-3) 106
Tabelle 9.16:	Durchführung der Geruchsbewertung bei aerob gelagerten, entwässerten Klärschlämmen (V11-4) 107
Tabelle 9.17:	Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-1, Ae-2, Teil 1) 108
Tabelle 9.18:	Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-1, Ae-2, Teil 2) 109
Tabelle 9.19:	Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-3, Ae-4, Teil 1) 110
Tabelle 9.20:	Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-3, Ae-4, Teil 2) 111
Tabelle 9.21:	Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-5, Ae-6, Teil 1) 112
Tabelle 9.22:	Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-5, Ae-6, Teil 2) 113
Tabelle 9.23:	Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-7, Ae-8, Teil 1) 114
Tabelle 9.24:	Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-7, Ae-8, Teil 2) 115
Tabelle 10.1:	Verfahrenstechnik der Modellkläranlagen 116
Tabelle 10.2:	Randbedingungen für die Stoffstrombilanz 117
Tabelle 10.3:	Randbedingungen für die Energiebilanz 118
Tabelle 11.1:	Randbedingungen für die CO ₂ -Bilanz 119

Abkürzungen

4. RGS	4. Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffentfernung
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AS	Absetzbare Stoffe
BHKW	Blockheizkraftwerk
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
CSB _{hom.}	Chemischer Sauerstoffbedarf in der homogenisierten Probe
CSB _{mf}	Gelöster chemischer Sauerstoffbedarf (nach Filtration über 0,45-µm-Membranfilter)
Fe	Eisen
FHM	Flockungshilfsmittel
FM	Flockungsmittel
GE	Geruchseinheit
GV	Glühverlust
HRT	Hydraulische Verweilzeit
HTVA	Halbtechnische Versuchsanlage im Technikum TU Dresden
KA	Kläranlage
KS	Klärschlamm
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NKB	Nachklärbecken
OS	Originalsubstanz
oTR	organischer Anteil am Trockenrückstand
PAC	Polyaluminiumchlorid (Flockungshilfsmittel)
P _{ges.}	Phosphor (gesamt)
PO ₄ -P	Phosphat
PSK	Primärschlamm-Kohle-Gemisch
q _e	Adsorption eines Stoffes bei Gleichgewichtszustand
REF	Referenz
RLS	Rücklaufschlamm
SAK	Spektraler Adsorptionskoeffizient
TKN	Total Kjeldahl Stickstoff (Summe aus organisch gebundenem Stickstoff und NH ₄ -N)
TM	Trockenmasse, oTM organisch, mTM mineralisch
TN	Gesamt-Stickstoff
TOC	Total Organic Carbon, gesamter organischer Kohlenstoff
TR	Trockenrückstand

TS	Trockensubstanzgehalt
TW	Trinkwasser
ÜSS	Überschussschlamm
VOC	Volatile Organic Compound; flüchtige organische Verbindungen
VS	Versuchsbedingung
$\varphi_{\text{Kohle,GV}}$	Kohleanteil im Glühverlust
$\varphi_{\text{Kohle,GV}}$	Kohleanteil im Trockenrückstand

1 Einführung

Die Behandlung kommunaler Abwässer erfolgt im Regelfall durch aerobe biologische Verfahren. Auf zentralen Kläranlagen werden hauptsächlich Verfahren mit suspendierter Biomasse eingesetzt (SBR, Belebtschlammverfahren) [DWA, 2013]. Der anfallende Überschussschlamm wird entweder aerob stabilisiert oder zur Gewinnung von Faulgas gemeinsam mit Primärschlamm anaerob behandelt. Eine typische Verfahrenskombination für Kläranlagen der Größenklassen (GK) 4 und 5 besteht aus mechanisch-biologischer Abwasserbehandlung mit nachfolgender anaerober Schlammbehandlung und thermischer Klärschlammverwertung, bspw. durch Mit- oder Monoverbrennung. Kleinere Kläranlagen sind dagegen häufig als aerobe Stabilisierungsanlagen konzipiert. Eine Primärschlammabscheidung findet nicht statt. Zugeführte partikuläre Substanzen werden direkt in der biologischen Stufe oxidiert. Abhängig von der Ausbaugröße wird der Schlamm stationär oder mobil entwässert bzw. eingedickt zu einer zentralen Kläranlage transportiert und dort entwässert.

Die direkte stoffliche Klärschlammverwertung in Landwirtschaft, Landschaftsbau und Kompostierung ist infolge der Novellierung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 2017) und der Düngemittelverordnung (DüMV, 2012) nur unter bestimmten Bedingungen möglich, so dass die Bedeutung thermischer Klärschlammverwertungsverfahren gestiegen ist.

Die Klärgasverstromung stellt gegenwärtig das Kernelement zur Energieerzeugung auf Kläranlagen mit anaerober Schlammstabilisierung dar. Dabei liegt der Fokus auf der Steigerung der Energieausbeute. Dies kann unter Nutzung von Co-Substraten oder durch Erhöhung des Primärschlammmanfalls bspw. durch Zusatz von Flockungshilfsmitteln erfolgen. Dadurch wird gleichzeitig die biologische Behandlungsstufe entlastet. Limitiert wird die Verschiebung von Frachten aus der Abwasser- in die Schlammbehandlung durch den Bedarf an leichtabbaubarem CSB für die Denitrifikation.

Das Resultat einer so optimierten Abwasser- und Schlammbehandlung ist ein heizwertarmer und damit aschereicher Klärschlamm. Diese Verfahrensweise hat sich zur Einhaltung der bisher bestehenden gesetzlichen Anforderungen im Wesentlichen bewährt. Solange Klärschlamm vorwiegend stofflich verwertet wurde, war eine grundlegende Änderung der Verfahrensführung nicht erforderlich. Durch die forcierte thermische Entsorgung ist aber eine Überprüfung der bestehenden Verfahrensketten sinnvoll.

Der Widerspruch zwischen Abwasser- und thermischer Klärschlammbehandlung besteht darin, dass durch aerobe und anaerobe Behandlungsschritte organisches Material abgebaut und damit Heizwert gemindert wird. Die anaerobe oder aerobe Stabilisierung führt

zwar zu einem einfacheren Handling bei der anschließenden Verwertung und zur Verringerung von (Geruchs-)Emissionen, macht aber für die thermische Verwertung eine Heizwertanhebung beim zu behandelnden Schlamm notwendig, entweder durch eine Stützfeuerung und/oder eine Klärschlamm(teil-)trocknung.

Daher stellt sich die Frage, inwieweit es sinnvoll ist, den Heizwert von Klärschlamm über das zur Abwasserbehandlung notwendige Maß (erforderliches Schlammalter) hinaus zu senken. Voraussetzung dafür ist eine sektorübergreifende Betrachtung von Energieerzeugung und Energienutzung. Bisher sind Betreiber von Kläranlagen mit anaerober Stabilisierung bestrebt, die Eigenenergieerzeugung zu maximieren, um die Abhängigkeit von externen Energieversorgern zu senken. In der Praxis gelangen damit heizwertarme, d. h. aschereiche Schlämme zur thermischen Verwertung bzw. Entsorgung.

Im Forschungsvorhaben En:Sekt wurde mit einer heizwertorientierten Klärschlammbehandlung (HOKB) mit direkter thermischer Verwertung des Rohschlammes eine alternative Verfahrensweise betrachtet. Dabei wird die Energieerzeugung von der Kläranlage zur Klärschlammverwertung verlagert. Diese Lösung führt einerseits zu einem höheren Heizwert im Klärschlamm, andererseits auch zu einer Vereinfachung der Verfahrenstechnik im Bereich der Schlammbehandlung. Abhängig vom Ausgangszustand entfällt die Rückbelastung aus der anaeroben Stabilisierung mit hohen Stickstoff- und Phosphorfrachten.

Ein Problem, das die Handhabung von Rohschlämmen einschränkt, sind die bei der Lagerung entstehenden Geruchs- und Gasemissionen. Daher wurde im Rahmen des Forschungsprojekts auch untersucht, ob durch den Einsatz von kohlenstoffhaltigen Zuschlagsstoffen ein lagerfähiger Zustand für nicht stabilisierte Rohschlämme eingestellt werden kann. Der Forschungsansatz basiert auf dem Kohlebreiverfahren, das Ende des 19. und Anfang des 20. Jahrhunderts großtechnisch zur Anwendung kam (vgl. KÖNIG 1899; DUNBAR, 1954). Dabei wurden Braunkohle und Eisensalze zur Abwasserbehandlung eingesetzt, der anfallende Schlamm anschließend thermisch verwertet. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurde daher die Eignung verschiedener Kohlen (Braunkohle, Pflanzenkohle, Pyrolysekoks aus Klärschlamm und Aktivkohle) in Kombination mit Flockungshilfsmitteln zur Behandlung von Rohabwasser in Rahmen von Labor- und Technikumsversuchen untersucht. Die Ergebnisse bilden die Grundlage für die Entwicklung eines Verfahrenskonzeptes zur heizwertorientierten Klärschlammbehandlung. Auf Grundlage der erzielten Ergebnisse wurden für Modellkläranlagen Stoff-, Energie- und CO₂-Bilanzen erstellt und die Kosten für Betriebsmittel und Entsorgung abgeschätzt.

2 Grundlagenermittlung

2.1 Verfahrensgrundlagen

2.1.1 Chemisch verbesserte Vorklärung (CEPT)

Chemical Enhanced Primary Treatment (CEPT) ist eine Verfahrensweise, bei der Flockungshilfsmittel zur verbesserten Entfernung partikulärer [DONG ET AL., 2019; SHIN ET AL., 2022] und kolloidaler [SHEWA AND DAGNEW, 2020] Substanzen in den Abwasserzufluss dosiert werden. Dies war auch Gegenstand verschiedener Forschungsprojekte in Deutschland, z. B. "CARISMO", "POWERSTEP" und "E-Klär". [REMY ET. AL., 2014; LODERER ET. AL., 2017; KALEß UND PINNEKAMP, 2017; KALEß ET AL., 2018].

Die beim CEPT-Verfahren relevanten Prozesse sind Koagulation und Flockung. Durch Koagulation werden kolloidale Substanzen destabilisiert. Beim Flockungsprozess bilden destabilisierte Partikel größeren Aggregate. Unterschieden wird hierbei in die Bildung von Mikro- und Makroflocken [SHEWA AND DAGNEW, 2020].

In der Praxis werden synthetische und natürliche Koagulationsmittel eingesetzt. Die am häufigsten verwendeten synthetischen Substanzen basieren auf Aluminium und Eisen, wie beispielsweise Polyaluminiumchlorid (PAC) oder Polyeisensulfat (PFS).

Die Reinigungsleistung ist bei CEPT-Verfahren deutlich höher als bei der konventionellen Sedimentation (Tabelle 2.1). Aufgrund der zusätzlichen Entfernung der kolloidalen Fraktionen kann eine höhere Eliminationsleistung für Phosphor erreicht werden [SHEWA AND DAGNEW, 2020]. Des Weiteren führt die Bildung größerer Flocken zu einer positiven Beeinflussung der Absetzeigenschaften.

Tabelle 2.1: Eliminationsleistung des CEPT-Verfahrens im Vergleich zur konventionellen Sedimentation

Parameter	Eliminationsleistung ¹⁾ [%]	
	CEPT	Statisches Absetzen
TS (AFS)	80 – 90	50 – 70
CSB	30 – 70	ca. 33 ²⁾
Phosphor	70 – 95 ³⁾	5 – 10
BSB ₅	50 – 80	25 – 40

¹⁾ ABDEL FATAH AND AL BAZEDI, 2019

²⁾ WETT ET AL., 2023

³⁾ SHEWA AND DAGNEW, 2020

Die Umleitung des organischen Kohlenstoffs in die Faulung eröffnet die Möglichkeit einer Kapazitätssteigerung vorhandener biologischer Behandlungsstufen. Eine unzureichende

Berücksichtigung der Umverteilung des Kohlenstoffmassenstroms kann allerdings zu Kohlenstoffmangel bei der Denitrifikation führen. Dies kann zur Folge haben, dass Anforderungen an die Stickstoffelimination nicht erreicht werden [SHEWA AND DAGNEW, 2020; AL BAZEDI AND ABDEL-FATAH, 2020].

Das CEPT-Verfahren bietet neben der Verringerung des Energiebedarfs für die Belüftung der biologischen Behandlungsstufe weitere mögliche Vorteile bei der Abwasserbehandlung. Verschiedene Studien belegen die Effektivität von CEPT bei der Entfernung von Mikroverunreinigungen, mikrobiellen Krankheitserregern oder Hormonen aus Abwässern [SHIN ET AL., 2022; EXALL AND MARSALEK, 2013; MAN ET AL., 2018; ZHENG ET AL., 2021].

2.1.2 Kohlebreiverfahren

Die Ursprünge des vorgeschlagenen Verfahrens gehen auf das von DEGENER Ende des 19. Jahrhunderts entwickelte "Torf-" bzw. "Kohlebreiverfahren" zurück, bei dem Torf und Braunkohle zur Entfernung organischer Stoffe aus dem Abwasser eingesetzt wurden [KÖNIG 1899; DUNBAR, 1954]. Aufgrund der beim Einsatz von Torf festgestellten deutlichen Volumenzunahme und der schlechten Absetzeigenschaften des Schlammes [KÖNIG, 1899] setzte sich das Kohlebreiverfahren als Vorzugsvariante durch. Die technische Umsetzung fand vorwiegend in von der Fa. Wilhelm Rothe & Co. errichteten Kläranlagen ("Klärtürme", System Rothe-Röckner, Abbildung 2-1) statt und ist auch als "Rothe-Degeners-Kohlebreiverfahren" bekannt [KOLKWITZ ET AL., 1911; WELDERT UND REICHLE, 1912; SIERP ET AL., 1939; DUNBAR, 1954].

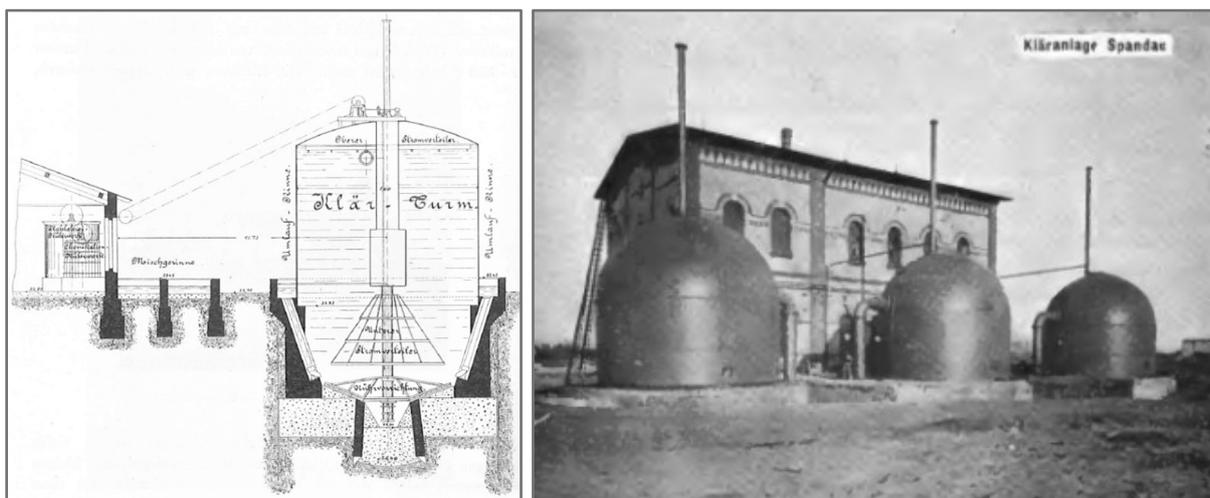


Abbildung 2-1: Links: Schematische Darstellung der Kohlebreikläranlage Tegel mit Mischgerinne zur Kohledosierung und Klärturm System Rothe-Röckner [SCHURY UND BUJARD, 1907], rechts: Kohlebreikläranlage Spandau [SALOMON, 1907]

Die Entwicklung des Verfahrens basiert auf der Annahme, dass gelöste organische Bestandteile durch adsorptive Prozesse aus Abwasser entfernt werden können [FISCHER, 1902; KOLKWITZ ET AL., 1911]. Einen großen Einfluss haben dabei humöse Stoffe. DEGENER untersuchte daher Möglichkeiten, die Reinigungsleistung technischer Verfahren durch den Einsatz von humushaltigen Substanzen zu erhöhen [FISCHER, 1902; KOLKWITZ ET AL., 1911].

Beim Kohlebreiverfahren wurde Braunkohle gemahlen und anschließend als dünner Brei im Konzentrationsbereich von 0,8 bis 3,0 g/l in das Abwasser eingemischt. Mit einem Wassergehalt der Rohbraunkohle von ca. 50 % stellte sich eine dosierte Feststoffmenge von 0,4 bis 1,5 g TR/l ein [FISCHER, 1902; KOLKWITZ ET AL., 1911; WELDERT UND REICHLE, 1912]. Zur Verbesserung des Absetzverhaltens beim Einsatz staubförmiger Kohle wurden zusätzlich Eisensalze mit 170 bis 350 mg/l [FISCHER, 1902; KOLKWITZ ET AL., 1911; DUNBAR, 1954] oder andere Substanzen, bspw. Steinkohle, dosiert [SCHALL, 1910]. Der Wirkungsgrad wurde von der Menge der eingesetzten Kohle, deren Herkunft und den Eisensalzen beeinflusst. Ein Vergleich mit den heute genutzten Parametern BSB₅ oder CSB ist aufgrund der zum damaligen Zeitpunkt abweichenden Nachweismethoden nur bedingt möglich. Um die Jahrhundertwende wurde im Gegensatz zum heute zur CSB-Bestimmung genutzten Oxidationsmittel Kaliumdichromat, der Kaliumpermanganatverbrauch bestimmt. Dabei wurden Wirkungsgrade von 60 – 80 % für die Senkung des Gesamt-KMnO₄-Verbrauchs erreicht und 50 – 80 % für organisch gebundenen Stickstoff bzw. i. M. 36 % für TKN bei Zuschlagmengen von 0,8 – 2,0 kg Kohle/m³ Abwasser [PROSKAUER UND ELSNER, 1898]. Neben partikulären wurden auch gelöste Substanzen im Bereich von 50 %, bezogen auf den KMnO₄-Verbrauch, eliminiert [WELDERT UND REICHLE, 1912]. Spätere Untersuchungen mit Braunkohlenkoks bestätigen eine adsorptive Wirkung gegenüber organischen Abwasserinhaltsstoffen [FELGENER UND FABER, 1992; HILLIGES ET AL., 2005; NAZARI ET AL., 2018].

Dem beim Kohlebreiverfahren entstehende Schlamm wurde zugeschrieben, dass er "nicht mehr in stinkende Fäulnis übergeht" [FISCHER, 1902; DUNBAR, 1954]. Die Schlammverwertung erfolgte nach Entwässerung auf einen Feststoffgehalt von 35 – 40 % [KÖNIG, 1899; SALOMON, 1911; DUNBAR, 1954] einerseits durch Verbrennung [KÖNIG, 1999; DUNBAR, 1954], andererseits durch Klärschlammvergasung [REICHLE UND DOST, 1907; SALOMON, 1911]. Kohlebreianlagen befanden sich unter anderem in Elbing und Potsdam sowie in den später nach Berlin eingemeindeten Städten bzw. Gemeinden Cöpenick (heute Köpenick), Tegel, Spandau und Oberschöneweide [SALOMON, 1907; KOLKWITZ ET AL., 1911; DUNBAR, 1954]. Allerdings hat sich das Kohlebreiverfahren zur damaligen Zeit als nicht rentabel erwiesen [DUNBAR, 1954] und wurde durch andere Verfahren verdrängt. Ungeachtet dessen wurde

nachgewiesen, dass durch das Kohlebreiverfahren eine effektive Elimination von organischen Substanzen möglich ist.

2.1.3 Verfahrenskonzept - Ausgangslage

Das dem Projekt zugrunde gelegte Verfahrenskonzept sieht zunächst eine Dosierung von kohlenstoffbasierenden Zuschlagstoffen und von Flockungshilfsmitteln zur erweiterten CSB-Elimination in der Vorklärung vor (Abbildung 2-2). Die weiteren Behandlungsschritte sind davon abhängig, welche Anforderungen an die Abwasserbehandlung gestellt werden und auf welchem Weg die Stabilisierung des Überschussschlammes erfolgt (ÜSS-Faulung, aerobe ÜSS-Stabilisierung). Das anfallende Primärschlamm-Kohle-Gemisch wird anschließend mit dem Überschussschlamm eingedickt, entwässert und anschließend thermisch verwertet.

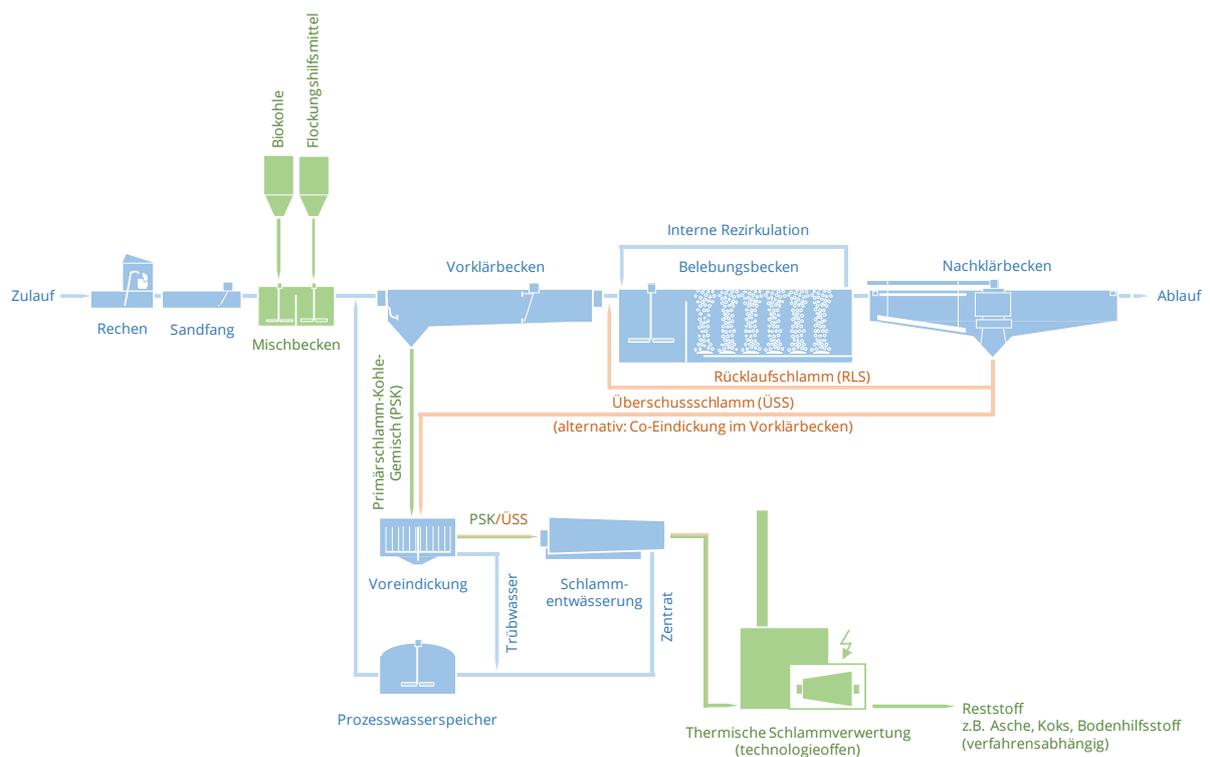


Abbildung 2-2: Alternatives Verfahrenskonzept zur verstärkten vorgelagerten CSB-Elimination

Der wesentliche Vorteil des verstärkten Einsatzes von kohlenstoffhaltigen Adsorbentien besteht in der Steigerung des Wirkungsgrades durch die Elimination von partikulären und adsorbierbaren Bestandteilen [FELGENER ET AL., 1999; HILLIGES ET AL., 2005; NAZARI ET AL., 2018]. Die verstärkte vorgelagerte CSB-Elimination ermöglicht damit eine kompaktere Ausführung der nachfolgenden biologischen Stufe. Eine biologische Nachbehandlung des

Abwassers ist aber insbesondere zur Elimination von Rest-CSB und von Stickstoff erforderlich.

Die primären Ziele des Projektes bestehen in der:

- Verringerung des Heizwertverlustes von Klärschlamm zur effizienteren thermischen Verwertung,
- Senkung des Elektroenergiebedarfs und des Wärmebedarfs von Kläranlagen,
- Erzeugung eines heizwertreichen, lagerungsfähigen Brennstoffs,
- Bewertung des Umsetzungspotentials des Verfahrens auf Grundlage des Wirkungsgrades, der erforderlichen Menge an Adsorbentien und der Lagerungsfähigkeit des Primärschlamm-Kohle-Gemischs.

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse ergaben, dass eine Übertragung der Ergebnisse aus dem Kohlebreiverfahren nicht möglich ist, dass aber mit einer Änderung der Verfahrensführung das Ziel der heizwertorientierten Betriebsweise dennoch erreicht werden kann (Abschnitt 3.1).

2.2 Material und Methoden

2.2.1 Übersicht über die durchgeführten Labor- und Technikumsversuche

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurde der Einsatz von Kohlen (Braunkohle, Pflanzkohle, Pyrolysekoks aus Klärschlamm und Aktivkohle) als Zuschlagsstoff in Kombination mit Flockungshilfsmitteln in Rahmen von Labor- und Technikumsversuchen untersucht. Aufgrund der aufeinander aufbauenden Arbeitspakete lassen sich die Untersuchungen in zwei Versuchsphasen sowie ergänzende Versuche unterteilen (Tabelle 2.2).

Tabelle 2.2: Übersicht über die durchgeführten Labor- und Technikumsversuche

Versuchsphase 1	Versuchsphase 2
V1 Kohlescreening zur Vorauswahl der Kohle	V8 Langzeitversuchsreihe
V2 Adsorptionsverhalten zur Auswahl der besten Kohle	↓
V4 Untersuchung des Absetzverhaltens mit FM/FHM mit Trinkwasser	V9 Anaerobe Batchtests
V5 Auswahl der besten FM/FHM-Kombination mit Abwasser	V11 Olfaktorische Untersuchungen
V6 Charakterisierung Absetzanlage	↑
V7 Vorversuche zur Stabilität	V12 Halbtechnischer Absetzversuch

Ergänzende Versuche
V3 Adsorptionsverhalten in Trinkwasser
V10 Abwassersiebung

Im Rahmen der ersten Versuchsphase wurden die Grundlagen und Versuchsbedingungen (VSB) für die Langzeitversuchsreihe (V8) bestimmt. Dabei wurden Kohlesorten, Kohlekonzentrationen sowie Fäll- und Flockungshilfsmittel analysiert (V1, V2, V4, V5), die Versuchsanlage konzipiert und charakterisiert (V6) sowie Vorversuche zu Geruchs- und Gasemissionen durchgeführt (V7). Die Herleitung der Versuchsbedingungen in Phase 1 ist im Anhang 8.2 zusammengefasst.

Die zweite Versuchsphase umfasste im Wesentlichen eine Langzeitversuchsreihe in einer Absetzanlage im Technikumsmaßstab (V8). Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf der Erzeugung von Primärschlamm, wobei zudem die Reinigungsleistung des Verfahrens evaluiert wurde. Im Rahmen eines Absetzversuches in der halbtechnischen Versuchsanlage (HTVA) im Technikum Kaditz wurden größere Mengen an Primärschlamm erzeugt als in der Absetzanlage im Technikumsmaßstab (V12). Die erzeugten Primärschlämme wurden für anaerobe Batchtests zur Untersuchung der Gasbildung und Gasqualität (V9) sowie für olfaktorische Untersuchungen verwendet, um Aussagen über die Lagerfähigkeit zu gewinnen.

Im Rahmen ergänzender Versuche wurde das Adsorptionsverhalten der Kohlen analysiert sowie die Wirkungsweise der Abwassersiebung in Laborversuchen evaluiert. Die entsprechenden Analysemethoden und die Geräteliste können Anhang 8.1 entnommen werden.

2.2.2 Adsorptionsversuche mit Abwasser

In der ersten Versuchsphase wurden im Zuge der Versuchsreihen V1 (*Kohlescreening zur Vorauswahl der Kohlen*) und V2 (*Adsorptionsverhalten zur Auswahl der besten Kohle*) Adsorptionsversuche mit Abwasser im Reihentrührwerk durchgeführt. Dabei wurden insgesamt zwölf verschiedene Kohlen analysiert (Tabelle 2.3).

Im Rahmen von fünf Versuchsdurchgängen wurden die zu untersuchenden Kohlesorten, die jeweilige Kohlekonzentration sowie die Kontaktzeit variiert (Tabelle 2.4). Um die Abbauvorgänge im Rohabwasser quantifizieren zu können, wurden Referenzversuche ohne Kohle durchgeführt. Eine detaillierte Beschreibung der Versuchsdurchführung kann Anhang 8.3 entnommen werden.

Tabelle 2.3: Untersuchte Kohlesorten

Nr.	Abk.	Bezeichnung	Typ	Hersteller Lieferant	Ausgangsstoff
1	A	Premium Plus 500	Pflanzenkohle	EGoS GmbH	Birke / Eiche / Buche
2	B ¹⁾	Klärschlamm Karbonisat	Pyrolysekoks	KA Linz-Unkel	Klärschlamm
3	C ²⁾	Aktivkohle	Pflanzenkohle	EGoS GmbH	Birke / Eiche / Buche
4	D	Pflanzenkohle	Pflanzenkohle	ASF Freiburg	Grüngut
5	E	Mahlstaub	Braunkohle	LEAG	Braunkohle
6	F ¹⁾	CPK1	Pflanzenkohle	CARBUNA AG	Laub Nadelholz
7	G	CPK4	Pflanzenkohle	CARBUNA AG	Kakaoschalen
8	H	CPK5	Pflanzenkohle	CARBUNA AG	Holz
9	I	BAK	Pflanzenkohle	CARBUNA AG	Holz
10	J	CPK15	Pflanzenkohle	CARBUNA AG	Buche & Eiche
11	P	SAE Super	Aktivkohle	Norit	Steinkohlebasis
12	P2	Pulveraktivkohle	Aktivkohle	Donau Carbon	k. A.

¹⁾ Siebung der Kohle auf < 160 µm

²⁾ Pflanzenkohle mit großer innerer Oberfläche; Sondercharge durch Prozessanpassung

Tabelle 2.4: Übersicht über mit Abwasser durchgeführte Adsorptionsversuche

V	Bezeichnung	Analysen	Kohlesorte	Kohlekonz. [g TR/l]	Kontaktzeit [min]
V1-1	Kohlescreening I	CSB _{mf} , SAK ₂₅₄ , NH ₄ -N, PO ₄ -P	A - P2	1,0	60
V1-2	Kohlescreening II mit Absetzen	CSB _{mf} , SAK ₂₅₄ , NH ₄ -N, PO ₄ -P, TS	A - P2 (ohne J)	1,0	
V2-1	Adsorptionsverhalten I	CSB _{mf} , SAK ₂₅₄ , NH ₄ -N, PO ₄ -P	A, E, F, P	0,3 - 1,0 - 2,0	
V2-2	Adsorptionsverhalten II		F, P	0,3 - 0,6 - 1,0 - 1,5 - 2,0	
V2-3	Adsorptionsverhalten III		F, P	1,0	5, 20, 60, 120, 24h

2.2.3 Absetzversuche mit Abwasser im Reihentrührwerk

Die Untersuchung der Wirkungsweise von Fäll- und Flockungshilfsmitteln war Bestandteil der Versuchsreihen V4 (*Untersuchung des Absetzverhaltens mit FM/FHM mit Trinkwasser*) und V5 (*Auswahl der besten FM/FHM Kombination mit Abwasser*). Es wurden Absetzversuche im Reihentrührwerk mit 2-L-Bechergläsern durchgeführt. Die Aktivkohle (Kohle P) und Pflanzenkohle (Kohle F) wurden mit unterschiedlichen Kohlekonzentrationen und Fäll- und Flockungshilfsmittelkombinationen verglichen (Tabelle 2.5). Neben der Auswertung der Analyseergebnisse wurde das Flockungsbild zur Bewertung herangezogen. Eine detaillierte Beschreibung der Versuchsdurchführung ist in Anhang 8.4 enthalten.

Tabelle 2.5: Reihentrührwerksversuche

V	Bezeichnung	Analysen	Kohle- sorte	Kohle- konzentration [g TR/l]	FM- u. FHM- Konzentration [mg Me ⁺ /l]
V5-1	FM und FHM - Auswahl Kohle	CSB, CSB _{mf} , TOC, TN, P _{ges} , PO ₄ -P, Trübung, NH ₄ -N, SAK ₂₅₄ ,	F - P	0,1 - 0,25 - 0,5 - 0,75 - 1,0	Fe: 20, PAC: 9,7, S: 3
V5-2	FM und FHM - Auswahl FM		P	0,25	Fe: 5, 10, 20, 30, 40 PAC: 2,5, 5, 10, 15, 20
V5-3	FM und FHM - Auswahl FHM		P	0,25	PAC: 10 S/R: 0,75; 1,5; 2,25; 3

2.2.4 Absetzversuche im Technikumsmaßstab

Die Absetzversuche der Langzeitversuchsreihe (V8) wurde im Technikum der TU Dresden mit einer Absetzanlage durchgeführt, welche aus fünf einzelnen Absetzreaktoren (V = 100 l) bestand (Abbildung 2-3). Im Rahmen von Vorversuchen wurde die Absetzanlage charakterisiert und baulich optimiert (V6) sowie für Vorversuche für die Geruchs- und Gasentwicklung zur Erzeugung von Primärschlamm genutzt (V7). Eine detaillierte Beschreibung der Absetzversuche kann Anhang 8.5 entnommen werden.

Die Langzeitversuchsreihe wurde im Zeitraum vom 20.07.2023 bis 25.03.2024 in Form von 25 Versuchsserien durchgeführt. Pro Serie wurde eine Versuchskombination (K) gemäß Tabelle 2.6 untersucht. Die Ableitung der gewählten Kohlesorte, der Kohlekonzentrationsbereiche sowie der Fällungs- und Flockungshilfsmittelkombinationen der Versuchskombinationen erfolgte als Ergebnis der Versuchsphase 1 und ist im Anhang 8.5 beschrieben.



Abbildung 2-3: Absetzanlage mit Absetzreaktoren (links), Abgezogener Primärschlamm (rechts)

Tabelle 2.6: Übersicht über die untersuchten Versuchskombinationen

K	Ausrichtung / Vergleich	Kohle	Dosierung [mg TR/l] ¹⁾	FM/FHM ²⁾	n
K1	KohleKonz. - PAC	P	250 - 150 - 50	PAC	2
K2	FM/FHM Varianten	P	150	Fe, PAC	11
K3-PAC	Kohlesorten - PAC	B / F / P	150	PAC	2
K3-Fe	Kohlesorten - Fe	B / F / P	150	Fe	2
K4	KohleKonz. - Fe	P	150 - 100 - 50	Fe	7
K5	Geringere KohleKonz. - Fe	P	150 - 25 - 10	Fe	1

¹⁾ Dosierung erfolgt auf TM - Dosierung der Kohle als OS vom GV abhängig

²⁾ Vgl. Tabelle 8.6

Der jahreszeitliche Einfluss auf die Versuchsreihe ist anhand der Abwassertemperatur erkennbar (Abbildung 2-4). Die Wahl der Versuchskombination am Versuchstag hing von verschiedenen Faktoren ab. Im ersten Versuchsabschnitt (2023) lag der Schwerpunkt auf dem Vergleich von Fe und PAC (K2) und im zweiten Abschnitt (2024) auf der Variation der Kohlekonzentration (K4). Diese Änderung wurde vorgenommen, da sich in der Zwischenauswertung herausstellte, dass der Bedarf bestand, den Einfluss geringerer Kohlekonzentrationen auf Geruchsemissionen zu untersuchen und die Entwässerungseigenschaften der unter Dosierung von PAC erhaltenen Schlämme deutlich schlechter waren als die unter Einsatz von Eisen(III)-chlorid entstandenen. Die Kombination K3 wurde für den Vergleich verschiedener Kohlesorten in anaeroben Batchtests untersucht.

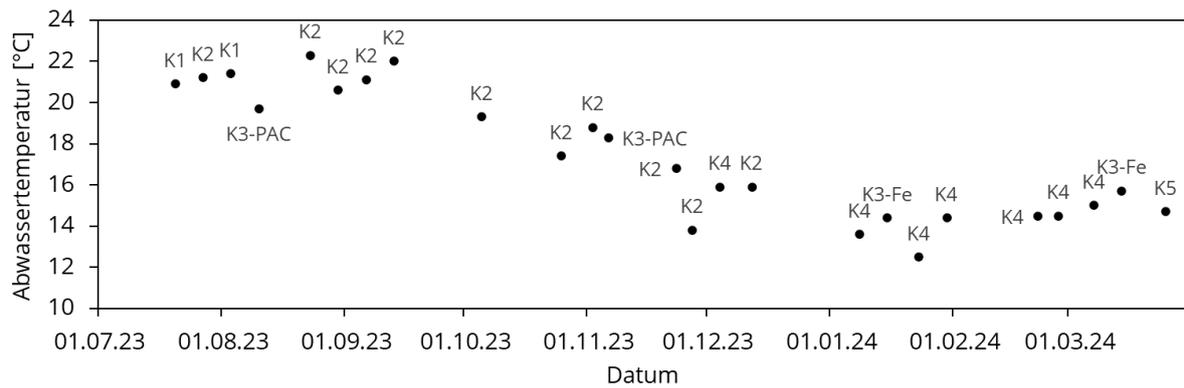


Abbildung 2-4: Langzeitversuchsreihe (V8): jahreszeitlicher Temperaturverlauf

Jede Kombination von Fällmittel und Kohle wird im Folgenden als Versuchsbedingung (VSB) bezeichnet (vgl. Tabelle 2.7). Die Anzahl der durchgeführten Versuche variiert je nach gewählter Versuchskombination (K). Dazu sind die zugehörige Kohlesorte, Kohlekonzentration sowie die Fällmittelkombination aufgelistet. In jeder Versuchsserie wurde ein Referenzversuch (REF) ohne Zuschlagsstoffe durchgeführt.

Eine statistische Auswertung der Ergebnisse wurde nur für die Versuchsbedingungen durchgeführt, bei denen ausreichend Daten vorlagen. Für den Vergleich der Fäll- und Flockungshilfsmittelkombinationen "Fe" und "PAC" wurden die Versuchsserien berücksichtigt, die sowohl für die Referenzversuche (REF) der jeweiligen Fällmittel (Fe oder PAC) als auch in Kombination mit Kohle (z. B. P15-Fe und P15-PAC) durchgeführt wurden.

Tabelle 2.7: Übersicht über die Versuchsbedingungen während der Langzeitversuchsreihe (V8)

Nr.	VSB	Kohle	Dosierung [mg TR/l] ¹⁾	FM/FHM	Versuchsanzahl	Auswertung Fe	Auswertung PAC	Auswertung
1	REF	-	-	-	25	16 - 14	14	x
2	PAC	-	-	PAC	15	-	14	x
3	P25-PAC	P	250	PAC	3	-	-	-
4	P15-PAC	P	150	PAC	14	-	14	x
5	P05-PAC	P	50	PAC	2	-	-	-
6	Fe	-	-	Fe	19 ²⁾	16 - 14	-	x
7	P15-Fe	P	150	Fe	19 ²⁾	16 - 14	-	x
8	P10-Fe	P	100	Fe	7	-	-	x
9	P05-Fe	P	50	Fe	7	-	-	x
10	P025-Fe	P	25	Fe	1	-	-	-
11	P010-Fe	P	10	Fe	1	-	-	-
12	F15-PAC	F	150	PAC	2	-	-	-
13	F15-Fe	F	150	Fe	2	-	-	-
14	B15-PAC	B	150	PAC	2	-	-	-
15	B15-Fe	B	150	Fe	2	-	-	-

¹⁾ Dosierung erfolgt auf TM - Dosierung der Kohle als OS vom GV abhängig

²⁾ Abweichende Fe-Konz. (V8-10) - 15 mg Me⁺/l und (V8-2) - 20 mg Me⁺/l

Der Primärschlamm wurde 24 h statisch eingedickt und anschließend in einer Laborzentrifuge entwässert. Ein Teil des entwässerten Schlamms wurde für die Analyse des Heizwertes getrocknet und gemahlen. Die durchgeführten Analysen sind in Tabelle 2.8 aufgelistet.

Tabelle 2.8: Durchgeführte Analysen während der Langzeitversuchsreihe

Parameter im Zu- und Ablauf	Schlamm	Schlamm trocken
CSB, CSB _{mf} , TOC, TN, P _{ges} , PO ₄ -P, NH ₄ -N, SAK ₂₅₄ , AS ¹⁾ , pH, Leitfähigkeit, Trübung	TS, GV _{TS} , TR, GV _{TR} , TS _{Austrag} ²⁾	TR, GV _{TR} , Heizwert, Brennwert

¹⁾ Bestimmung Absetzbare Stoffe (AS) nur im Zulauf

²⁾ Bilanziell bestimmt

2.2.5 Halbtechnische Absetzversuche

Im Rahmen der weitergehenden Untersuchung der Gas- und Geruchsbildung wurde zur Erhöhung der verfügbaren Primärschlammmenge das Nachklärbecken der halbtechnischen Versuchsanlage (HTVA) der TU Dresden als Absetzbecken genutzt und kontinuierlich beschickt. Das Abwasser wurde gemäß den VSB Fe (10,5 mg Me⁺/l Eisen(III)-chlorid) und P05-Fe (10,5 mg Me⁺/l Eisen(III)-chlorid + 50 mg/l Aktivkohle (Kohle P) konditioniert. Eine Beschreibung der Versuchsdurchführung kann Anhang 8.8. entnommen werden.

Die im Rahmen des Versuchs erzeugten Primärschlämme (REF-Fe 29 & P05-Fe 29) wurden entwässert (Tabelle 2.9). Zusätzlich wurden die Schlämme mit Überschussschlamme (ÜSK) aus der Kläranlage Öhringen und mit Überschussschlamm (ÜSS) aus der Kläranlage Freiberg vermischt. Die Vorgehensweise ist in Anhang 8.8 beschrieben.

Tabelle 2.9: Im halbtechnischen Absetzversuch erzeugte und gemischte Schlämme

Schlämme	Standzeit [h]	Verteilung TM ³⁾ [%]	TR [%]	GV [%]	φ_{Kohle} [%]	CSB _{mf} Filtrat [mg/l]
REF-Fe 29	2	PS 100	28,7	67	-	261
P05-Fe 29	2	PS 100	29,9	71	13,7	228
REF-Fe 30	24	PS 100	27,2	67	-	555
P05-Fe 30	24	PS 100	29,3	71	13,7	418
REF-Fe 30 + ÜSK ¹⁾	24	PS 65 / ÜS 35	23,3	63	9,6	-
P05-Fe 30 + ÜSS ²⁾	24	PS 72 / ÜS 28	22,3	67	9,8	-
ÜSK ¹⁾	24	k. A.	16,2	54	27,3	-

¹⁾ Überschussschlamme der Kläranlage Öhringen, φ_{Kohle} aus Betriebsdaten abgeschätzt, vor Entwässerung 8 Tage belüftet

²⁾ Überschussschlamm der Kläranlage Freiberg, vor Entwässerung 8 Tage belüftet

³⁾ Prozentuale Verteilung der Trockenmasse auf die Schlämme

2.2.6 Untersuchungen zur Geruchsentstehung

Zur Beurteilung der Geruchsemissionen und des Verhaltens bei der Lagerung von Schlammproben wurden fünf verschiedene Methoden zur Bestimmung der olfaktometrischen Eigenschaften angewendet (Tabelle 2.10). Die Analysemethoden 1 bis 4 sind subjektiv und vom Probanden abhängig. Teilweise wurden Proben von mehreren Probanden analysiert. Eine Analyse der Geruchseinheiten (GE) wurde nicht durchgeführt. Die Messung der flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) wurde ergänzend durchgeführt, um einen von MICHAUD et al. (2024) aufgezeigten Zusammenhang zwischen Geruchseinheiten und VOC an Schlammproben bewerten zu können.

Tabelle 2.10: Versuchsmethodik zur Geruchsbewertung

Nr.	Methodik	Beschreibung
1	Geruchsprofil	Erstellung von Polaritätsprofilen angelehnt an die "Methode zur hedonischen Klassifikation von Anlagengerüchen" auf Grundlage der GIRL (2006)
2	Geruchsintensität	Bestimmung der Geruchsintensität des wahrgenommenen Geruchs nach Frechen (1994): 0 kein Geruch, 1 sehr schwach, 2 schwach, 3 deutlich, 4 stark, 5 sehr stark, 6 unerträglich
3	Assoziierter Geruch	Einschätzung des Geruchs auf Basis des Erfahrungsschatzes; subjektiv und stark vom Probanden abhängig z. B.: Faulschlamm; Primärschlamm; Belebungsbecken; Rechengut usw.
4	Sortierung	Sortierung einer Serie ohne optische Wahrnehmung von gut nach schlecht mit anschließender Fotodokumentation
5	Messung VOC	Messung der leicht flüchtigen organischen Verbindungen (Volatile Organic Compounds - VOC) Messgerät: Mini RAE 3000+ Fa. Honeywell; Analyse PID-Sensor von 0 bis 15.000 ppm
6	Visuelle Veränderung	Fotodokumentation

Geruchsanalysen wurden für verschiedene Schlammproben bei unterschiedlichen Wassergehalten und Lagerungsbedingungen (Umgebungsluft, luftdichte Lagerung) vorgenommen. Tabelle 2.11 enthält eine Übersicht über die durchgeführten Versuche. Eine tabellarische Beschreibung der Methodik kann Anhang 8.10 entnommen werden. Die Versuchsdurchführung ist in Anhang 9.6 erläutert.

Tabelle 2.11: Durchgeführte Untersuchungen zur Geruchsbewertung

Nr.	Beschreibung	Versuch ¹⁾	Methodik-Nummer ²⁾					
			1	2	3	4	5	6
V7-1	Vergleich PS im anaeroben Milieu hohe Kohlekonz.	V7-1	x	x				
	Vergleich PS im aeroben Milieu hohe Kohlekonz.	V7-1	x	x				
V7-2	Vergleich PS im anaeroben Milieu niedrige Kohlekonz.	V7-2	x	x				
	Vergleich PS im aeroben Milieu niedrige Kohlekonz.	V7-2	x	x				
V11-1	Geruch nach anaeroben Batchversuch	V9-E2		x	x	x		
		V9-E3		x	x	x		
V11-2	Geruch der getrockneten Proben	V8			x	x		
		V11/V12			x	x		
V11-3	Vergleich der KS (entwässert) im anaeroben Milieu	V12-2		x	x		x	
V11-4	Vergleich der KS (entwässert) im aeroben Milieu	V12-2		x	x		x	

¹⁾ Nummer des Absetzversuchs, bei dem der Schlamm entstanden ist

²⁾ Vgl. Tabelle 2.10

2.2.7 Untersuchungen zur Gasentwicklung

Die Quantifizierung des Gasanfalls sowie die Charakterisierung der Gasqualität erfolgten in einem Versuchsstand für anaerobe Batchtests als Versuchsreihe V11. Es wurden sieben Versuche mit nicht entwässerten (V9-R) und entwässerten Schlämmen (V9-E) durchgeführt (Tabelle 2.12). Die Untersuchung des Nassschlammes erfolgte in Anlehnung an die Bestimmung der Gasbildungsrate nach VDI 4630 bei einer Temperatur von 35 bis 39 °C. In der Gasphase erfolgte die Ermittlung der Konzentrationen von Methan (CH₄), Kohlenstoffdioxid (CO₂), Sauerstoff (O₂) und Schwefelwasserstoff (H₂S). Eine detaillierte Erläuterung der verwendeten Materialien und Methoden kann Anhang 8.9 entnommen werden.

Tabelle 2.12: Anaerobe Batchtests (Versuchsreihe V11)

Nr.	Beschreibung	Versuch ¹⁾	Menge [g]	Dauer [d]	Temp. [°C]	Ansatz
V9-R1-A	Rohschlamm angeimpft	V8-4	700	45	35	einfach
V9-R1-B	Rohschlamm	V8-4	700	45	21,5	einfach
V9-R3	Rohschlamm angeimpft	V8-18	200	30	39	doppelt
V9-E1	Entwässerter Schlamm	V8-1	85 - 270	21	21,4	einfach
V9-E2	Entwässerter Schlamm	V8-9	80 - 230	34	21	einfach
V9-E3	Entwässerter Schlamm	V8-17	50 - 115	22	20,8	einfach
V9-E4	Entwässerter Schlamm	V12	450 - 850	32	21	einfach

¹⁾ Nummer des Absetzversuchs, bei dem der Schlamm entstanden ist

2.2.8 Abwassersiebung

Die Abwassersiebung stellt eine alternative Methode zur Vorklärung von Abwasser dar. Zur Evaluierung der Eliminationsleistung wurden Versuche im Labormaßstab mit Sieben

der Maschenweiten 100, 200 und 500 µm durchgeführt. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden Vorversuche sowie drei Versuchsreihen durchgeführt. Dabei wurden Versuche mit Zuschlagsstoffen (REF0) sowie mit Aktivkohle (Kohle P) und Eisen(III)-chlorid durchgeführt. Eine detaillierte Erläuterung kann Anhang 8.11 entnommen werden.

2.2.9 Adsorptionsversuche mit Trinkwasser

Zur Evaluierung des Adsorptionsverhaltens wurden Adsorptionsversuche mit Ammonium und Phosphat im Trinkwasser für Pflanzenkohle (Kohle F) und Aktivkohle (Kohle P) durchgeführt. Die Konzentrationen wurden dabei auf abwassertypische Bereiche eingestellt. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde das Adsorptionsverhalten im Gleichgewichtszustand (V3-1), die Adsorptionskinetik bei unterschiedlichen Kontaktzeiten (V3-2) sowie der Einfluss des pH-Wertes (V3-3) analysiert (Tabelle 2.13). Erläuterungen zu den genutzten Materialien und Methoden sind in Anhang 8.12 enthalten.

Tabelle 2.13: Mit Trinkwasser durchgeführte Adsorptionsversuche (Versuchsreihe V3)

V	Beschreibung	Analysen	NH ₄ -N [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]	Kohle [mg TR/l]	Kontaktzeit [h]
V3-1	Adsorptionsverhalten	NH ₄ -N, PO ₄ -P	63,7	19,3	1	24
V3-2	Adsorptionskinetik	NH ₄ -N, PO ₄ -P, TN	60,1	10,1	0,5 / 1,0 / 2,5 / 5,0 / 10	0,25 / 0,75 / 2 / 6 / 24 / 48
V3-3	pH-Wert-Einfluss	PO ₄ -P, TN	65,5	10	2,5	24

2.3 Wesentliche Erkenntnisse

2.3.1 Adsorptionsverhalten der Kohlen

Adsorption gelöster CSB-Verbindungen

Für die Aktivkohle (Kohle P) wurde im Rahmen der Adsorptionsversuche im Reiherrührwerk (V1, V2) eine abnehmende spezifische Adsorptionsleistung mit zunehmender Kohlekonzentration nachgewiesen (Abbildung 2-5). Die Adsorption für 1 g TR/l ($n = 3$) liegt im Bereich von i. M. 153 mg CSB/g TR. Hingegen zeigen die Messergebnisse für die Pflanzkohle (Kohle F) kein eindeutiges Bild. Für 1 g TR/l ($n = 3$) liegt die Adsorption bei 33 mg CSB/g TR. Die Aktivkohle hat demnach mehr als die vierfache Adsorptionsleistung.

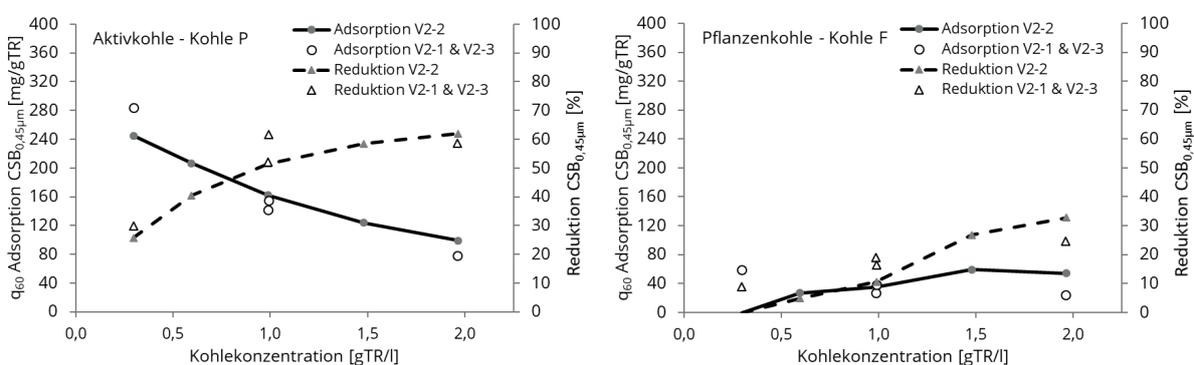


Abbildung 2-5: Adsorption von gelöstem CSB an Kohle P (links) und Kohle F (rechts)

Ein Versuch zur Adsorptionskinetik bestätigte, dass nach fünf Minuten Kontaktzeit 85 % der maximalen Adsorptionsleistung erreicht wurde (Abbildung 9-5). Der im Rohabwasser einsetzende biologische CSB-Abbau (bzw. die Biomasseakkumulation) überlagerte bei Kontaktzeiten über 60 min die Adsorption. Die Aussagekraft höherer Kontaktzeiten ist damit eingeschränkt (Anhang 9, Abbildung 9-2).

Die spezifischen Eliminationsleistungen der Fällmittel und Aktivkohle, die auf Basis der Langzeitversuche ermittelt wurden, sind in Tabelle 2.14 zusammengefasst und dienen als Grundlage für die Stoffstrombilanz.

Die durchgeführten Untersuchungen ergaben, dass die spezifische Eliminationsleistung für die mit PAC durchgeführten Versuche mit 24,5 mg CSB/mg Me⁺ gegenüber den mit Eisen durchgeführten Versuchen mit 8,5 mg CSB/mg Me⁺ um den Faktor drei höher liegt. In den Versuchen zur Auswahl der Fällungs- und Flockungshilfsmittel wurden vergleichbare Eliminationsleistungen erzielt (Abbildung 9-3). Beim Vergleich der spezifischen Eliminationsleistung der Aktivkohle (Kohle P) fällt auf, dass die Elimination in Verbindung mit PAC geringer ausfällt als mit Eisen. Eine hohe Eliminationsleistung der Fällmittel wirkt sich somit negativ auf die spezifische CSB-Adsorption der Kohle aus. Darüber hinaus stimmt

die ermittelte Adsorptionsleistung von 248 mg CSB/(g TR) mit Ergebnissen der Adsorptionsversuche (V1, V2) überein (Abbildung 2-5).

Tabelle 2.14: Spezifische Elimination von CSB_{0,45µm} für Fällmittel und PAK (vgl. Anhang 9)

Bezeichnung	Fällmittel [mg Me ⁺ /l]	Kohle [mg TR/l]	Elimination ¹⁾ CSB _{0,45µm} [mg CSB/l]	Spezifische Elimination	Anzahl [-]
Fe	10,5	-	8,5	0,81 mg CSB/mg Me ⁺	16
PAC	10	-	24,5	2,45 mg CSB/mg Me ⁺	15
Fe + PAK	10,5	150	45,7	305 mg CSB/g TR	16
PAC + PAK	10	150	58,0	387 mg CSB/g TR	15
PAK (Fe) ²⁾	-	150	37,2	248 mg CSB/g TR	16
PAK (PAC) ³⁾	-	150	31,5	210 mg CSB/g TR	15

¹⁾ Elimination als Mittelwert

²⁾ Berechnung als Differenz der Eliminationsleistung REF-FE und P15-FE

³⁾ Berechnung als Differenz der Eliminationsleistung REF-PAC und P15-PAC

Adsorption von NH₄-N und PO₄-P

Im Rahmen der Langzeitversuchsreihe mit Abwasser konnte eine Adsorption von NH₄-N oder PO₄-P an Aktivkohle (Kohle P) nicht nachgewiesen werden.

In den mit Trinkwasser durchgeführten Versuchen konnte nur bei hohen KohleKonzentrationen (2.500 mg TR/l) eine Adsorption für NH₄-N (0,82 mg N/g TR) und PO₄-P (0,92 mg P/g TR) nachgewiesen werden. Diese Ergebnisse stimmen mit Literaturangaben überein, wonach eine Adsorption von NH₄-N in derselben Größenordnung zu erwarten ist [NAZARI ET AL., 2018]. Nach 120 Minuten sind rd. 90 % der Adsorptionsleistung erreicht (Abbildung 9-5). Für den pH-Wert wurde im Bereich von 5,5 bis 7,5 eine ähnliche Adsorption nachgewiesen, die bei pH-Werten ab 8 zunimmt (Abbildung 9-6).

In Tabelle 2.15 werden die Ergebnisse der Laborversuche zusammengefasst und mit Literaturwerten verglichen. Die unzureichende Adsorptionswirkung im Langzeitversuch lässt sich zum einen auf die geringe Gleichgewichtskonzentration und zum anderen auf die konkurrierende Adsorption mit anderen Substanzen zurückführen.

Tabelle 2.15: Adsorption von NH₄-N und PO₄-P mit Kohle P in Trinkwasser

Parameter	Bezeichnung	Kohle	t	pH	PAK (P)	C _{0,Zulauf}	C _{e,Ablauf}	Adsorption q _e	n
			[h]	[-]	[mg TR/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/g TR]	[-]
PO ₄ -P	V3-3	P (PAK)	24	7,6	2.500	10,1	7,97	0,85	3
	V3-4	P (PAK)	24	7,7	2.500	10,0	757	0,99	2
	Abwasser ¹⁾	P (PAK)	0,33	-	150	-	2,5	-	-
NH ₄ -N	V3-3	P (PAK)	24	7,6	2.500	66,1	64,0	0,84	1 ²⁾
	V3-4	P (PAK)	24	7,7	2.500	65,5	63,5	0,80	2
	Abwasser ¹⁾	P (PAK)	0,33	-	150	-	55	-	-
	NAZARI ET AL., 2018	RBC ³⁾	72	6	5.000	25,0	17,3	1,55	-
		BWBC ⁴⁾	72	6	5.000	25,0	21,9	0,63	-

¹⁾ Als Vergleich zur Langzeitversuchsreihe

²⁾ Die Differenzen der TN- und NH₄-N-Analysen lagen im Fehlerbereich

³⁾ Rohbraunkohle (RBC): 0,5 – 2 mm

⁴⁾ In Natronlauge gewaschene Rohbraunkohle

2.3.2 Eliminationsleistung für ausgewählte Abwasserparameter

Im Rahmen der Langzeitversuchsreihe wurden Versuche mit den Fällungs- und Flockungsmittelkombinationen Eisen(III)-chlorid (VSB-Fe) und Polyaluminiumchlorid (VSB-PAC) miteinander verglichen. In Tabelle 2.16 sind diese mit den zugehörigen Referenzversuchen (REF_{xxx}) und Versuchen mit Aktivkohle (Kohle P) (P15-XXX) gegenübergestellt sowie mit Angaben aus dem DWA-Arbeitsblatt A 131. Eine Übersicht über die Eliminationsgrade für die untersuchten Parameter (absolut und relativ) ist in Anhang 9.3 enthalten.

Tabelle 2.16: Während der Langzeitversuchsreihe erreichte Eliminationsleistung

Parameter	Eliminationsleistung								
	VSB Fe			VSB PAC			DWA-A 131		
	REF _{Fe} [%]	Fe [%]	P15-Fe [%]	REF _{PAC} [%]	PAC [%]	P15-PAC [%]	0,75 – 1 h [%]	1,5 – 2 h [%]	> 2,5 h [%]
C _{CSB}	35,7	53,7	59,6	34,7	59,3	65,2	30	35	40
X _{CSB}	52,6	76,9	76,8	53,0	84,4	85,4	45	55	60
S _{CSB}	-1,0	3,3	22,1	0,9	12,9	28,0	0	0	0
C _N	5,4	9,9	12,4	5,3	12,0	13,3	10	10	10
C _P	11,0	50,5	52,0	10,4	65,3	66,0	10	10	10
X _{TS}	55,3	77,6	77,0	57,2	80,7	82,2	50	60	65
Trübung	39,4	75,0	75,6	41,7	83,8	83,2	-	-	-

Der Einsatz von Eisen(III)-chlorid (Fe) und Polyaluminiumchlorid (PAC) führt zu einer signifikanten Erhöhung der Reinigungsleistung. Die Eliminationsleistung für den partikulären CSB (X_{CSB}) erreichte für VSB PAC einen Wert von 84,4 %, was einer Differenz von 7,5 %-Punkten zum Ergebnis VSB Fe entspricht. Eine Verbesserung der Elimination des partiku-

lären CSB durch Aktivkohle ist im Vergleich von Fe und P15-Fe nicht erkennbar. Der Einfluss der Aktivkohle zeigt sich lediglich in der verbesserten Reinigungsleistung für den gelösten CSB (S_{CSB}) durch Adsorption. Die X_{CSB} -Elimination von VSB REF_{Fe} liegt mit ca. 53 % im Bereich einer einstündigen Sedimentation, so dass ein Vergleich der Ergebnisse mit einer konventionellen Vorklärung möglich ist.

Die Angabe der Reinigungsleistung für eine Vorklärung bei Einsatz von Fäll- und Flockungshilfsmitteln sollte auf Grundlage der Versuchsergebnisse getrennt für den partikulären Anteil (X_{CSB} oder X_{TS}) und gelösten Anteil (S_{CSB}) erfolgen. Daraus kann der gesamte CSB (C_{CSB}) als Summe berechnet werden. Die Elimination von S_{CSB} sollte stoffspezifisch, wie in Tabelle 2.14 aufgeführt, erfolgen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die Reinigungsleistung der Vorklärung beim Einsatz von Fäll- und Flockungsmitteln auch von der Einmischung und dem Vorklärungstyp (Abwassersiebung oder Absetzbecken) abhängig ist.

SHEWA AND DAGNEW (2020) geben die erreichbare Reinigungsleistung für C_{CSB} und X_{TS} in Abhängigkeit des dosierten Fällmittels an: Bei einer Eisen(III)-chlorid-Dosierung im Bereich von 15 bis 50 mg/l beträgt die Reinigungsleistung für C_{CSB} 62 bis 76 % und für X_{TS} 83 bis 90 % [SHEWA AND DAGNEW, 2020]. Die in der Langzeitversuchsreihe bei Einsatz von Eisen(III)-chlorid (Fe) ermittelte X_{TS} -Elimination liegt mit 77,6 % geringfügig unter dem genannten Bereich von SHEWA AND DAGNEW (2020).

Der Einsatz von Aktivkohle (Kohle P) zeigte eine minimale Verbesserung der Phosphatelimination (Vergleich von Fe und P15-Fe). Diese ist aufgrund des Fehlerbereichs der Messungen nicht eindeutig auf Adsorption zurückzuführen. Die erhöhte Stickstoffelimination durch den Kohleeinsatz ist auf die erhöhte S_{CSB} -Elimination zurückzuführen. Eine Ammoniumadsorption konnte aufgrund des Messfehlers (± 5 %) der Messmethode nicht eingegrenzt werden.

Bei der Gegenüberstellung der Fäll- und Flockungshilfsmittelkombinationen Eisen(III)-chlorid (Fe) und Polyaluminiumchlorid (PAC) lässt sich zusammenfassend feststellen, dass der Einsatz von PAC zwar zu einer höheren Reinigungsleistung führt, jedoch einen hohen Schlammanfall mit vergleichsweise ungünstigen Entwässerungseigenschaften und hohen spezifischen Kosten aufweist (Tabelle 2.17). Demgegenüber steht der Einsatz von $FeCl_3$ mit etwas geringeren Eliminationsgraden, jedoch besseren Schlammeigenschaften und deutlich geringeren spezifischen Kosten. Darüber hinaus kann die Reinigungsleistung beim Einsatz von $FeCl_3$ durch eine höhere Dosierung gesteigert werden.

Die Verwendung von Aktivkohle führt zu einer Verbesserung der Schlammeigenschaften, allerdings sind die spezifischen Kosten in Relation zur CSB-Elimination nicht angemessen.

Daher sollte die Dosierung von Aktivkohle im Zulauf nicht ausschließlich mit dem Ziel der CSB-Elimination erfolgen, sondern auch die Lagerfähigkeit und die Elimination von Mikro-schadstoffen berücksichtigen.

Tabelle 2.17: Eigenschaften der eingesetzten Konditionierungsmittel

Bezeichnung	Abk.	Einheit	Fe ¹⁾	PAC ²⁾	PAK (Kohle P)
Elimination partikulärer CSB	X _{CSB} ³⁾	[%]	+24	+31	kein Einfluss
Elimination Trübung	Trüb ³⁾	[%]	+36	+42	kein Einfluss
Elimination gelöster CSB	S _{CSB}	[mg CSB/g Me ⁺]	0,81	2,45	+
Beta-Wert	β	[-]	2,4	3,3	kein Einfluss
Austrag Laborzentrifuge (g/l)	TS _{Austrag} ³⁾	[%]	+23,2	-26,0	+
Schlammfall (mg/l)	X _{TS,PS} ³⁾	[%]	+55,7	+82,6	+
Schlammfall (l/m ³)	Q _{PS} ³⁾	[%]	+22,6	+92,1	+
Spezifische Kosten Zuschlagsstoff	Kosten ⁴⁾	[ct/m ³]	2,3	18,9	45,0

¹⁾ VSB Fe: Dosierung FeCl₃: 10,5 mg Fe/l

²⁾ VSB PAC: Dosierung Sachtoklar P 10 mg Al/l & Sachtofloc 46.24 1,5 mg Al/l

³⁾ Bezogen auf REFO der VSB

⁴⁾ FeCl₃ 300 €/t Brutto; Sachtoklar P & Sachtofloc 46.24 je 850 €/t Brutto; m³ als behandeltes Abwasser
Aktivkohle 3.000 €/t Brutto 150 mg PAK/l

2.3.3 Schlammeigenschaften

Die Schlammeigenschaften sind als Mittelwerte in Tabelle 2.18 sowie als Boxplot in Anhang 9.4 dargestellt. Abweichend von der Ergebnisdarstellung zur Eliminationsleistung werden zusätzlich die Ergebnisse für die Versuchsbedingungen mit 100 mg TR/l (P10-Fe) und 50 mg TR/l (P05-Fe) Kohledosierung ausgewiesen.

Tabelle 2.18: Ergebnisse der Langzeitversuchsreihe (Schlammeigenschaften)

Parameter	Einheit	VSB Fe					VSB PAC		
		REF _{Fe}	Fe	P15-Fe	P10-Fe	P05-Fe	REF _{PAC}	PAC	P15-PAC
X _{TS,PS}	[mg/l]	176	274	444	389	333	168	306	459
TS _{PS}	[g/l]	8,0	9,8	16,1	15,0	12,8	7,3	3,7	11,5
GV _{PS,TS}	[%]	83	75	80	79	78	84	74	79
Q _{PS}	[l/m ³]	22,7	27,8	27,8	26,2	27,5	24,7	46,9	42,3
TS _{Austrag}	[g/l]	122	151	216	213	167	108	80	127
P _{TM}	[g P/g TM]	6,6	17,4	10,9	11,5	13,4	6,7	18,7	13,4
φ _{Kohle,PS,TS}	[%]	-	-	33	25	14	-	-	30
φ _{Kohle,PS,GV}	[%]	-	-	37	28	17	-	-	36
H _{u,GV}	[M]/kg]	20,1	21,9	26,1	25,2	23,8	15,9	21,3	25,6

Schlammmanfall

Der Feststoffanfall (mg TS/l) ist beim Einsatz von Fällmitteln (Fe, PAC) durch die Fällungsprodukte und den zusätzlich abgetrennten Feststoff höher als bei den Referenzversuchen (REF). Bei Zugabe von Kohle erhöht sich der Schlammmanfall nahezu um die dosierte Kohlemenge (Abbildung 2-6). Für eisenbasierte Fällmittel beträgt der Schlammmanfall nach DWA-A 131 (2016) 2,5 g TS/g Me und für aluminiumbasierte Fällmittel 4,0 g TS/g Me. Diese Angaben wurden bei der Ermittlung des Schlammmanfalls (Abbildung 2-6) berücksichtigt. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass der Gesamtschlammmanfall aus der Bilanz (Elimination, dosierte Kohlemenge und Fällungsschlamm) ohne Berücksichtigung des Fällungsschlammes unterschätzt wird. Die Schlammmenge (l/m^3) wird durch den Einsatz von Aktivkohle (Kohle P) nicht verändert, bei Nutzung von PAC reduziert (Abbildung 9-19).

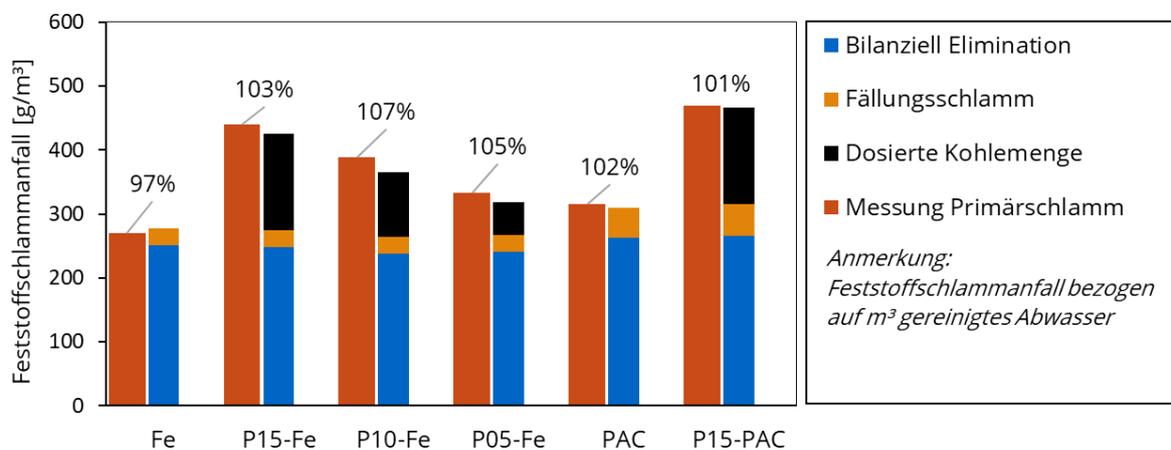


Abbildung 2-6: Feststoffschlammmanfall bei unterschiedlichen Versuchsbedingungen (VSB) während der Langzeitversuchsreihe

Entwässerungseigenschaften

Die Schlammmentwässerung erfolgte für die verschiedenen Versuchsserien mit einer Laborzentrifuge. Der Feststoffgehalt des entwässerten Schlammes ($TS_{Austrag}$) ist für die verschiedenen VSB in Abbildung 2-7 als Boxplot dargestellt. Es zeigte sich, dass der $TS_{Austrag}$ durch den Einsatz von $FeCl_3$ verbessert und durch PAC verschlechtert wird. Aktivkohle als Additiv verbesserte die Entwässerungseigenschaften deutlich.

Die Ergebnisse deuten auf eine Tendenz hin, die durch weitere Laborversuche zu verifizieren ist. Im Vergleich zur Referenz ohne Fällmittel (REF0) sind beim Einsatz von Fällmitteln deutlich Mikroflocken erkennbar.

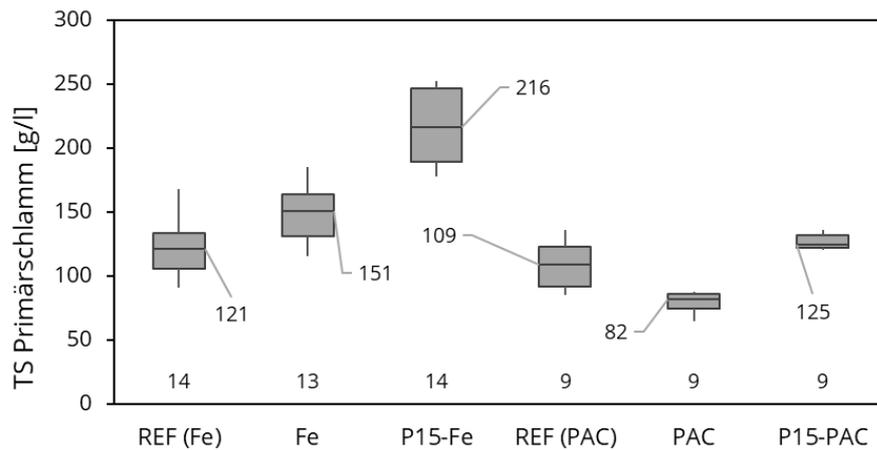


Abbildung 2-7: Feststoffaustrag aus der Laborzentrifuge während der Langzeitversuchsreihe

Kohleanteil

Der Anteil an Kohle am Primärschlamm ($\varphi_{\text{Kohle,PS}}$) wird feststoffbezogen ($\varphi_{\text{Kohle,PS,TM}}$) oder als organischer Anteil ($\varphi_{\text{Kohle,PS,GV}}$) ausgewiesen. Abbildung 2-8 verdeutlicht den Zusammenhang von Kohleanteil und organischen (GV) und mineralischen Inhaltsstoffen (mTM). Die Ergebnisse sind ergänzend im Anhang in Tabelle 9.3 dargestellt. Die Dosierung von 150 mg TR/l Kohle führte unter den gegebenen Randbedingungen zu einem Kohlegehalt im Primärschlamm von 33 %.

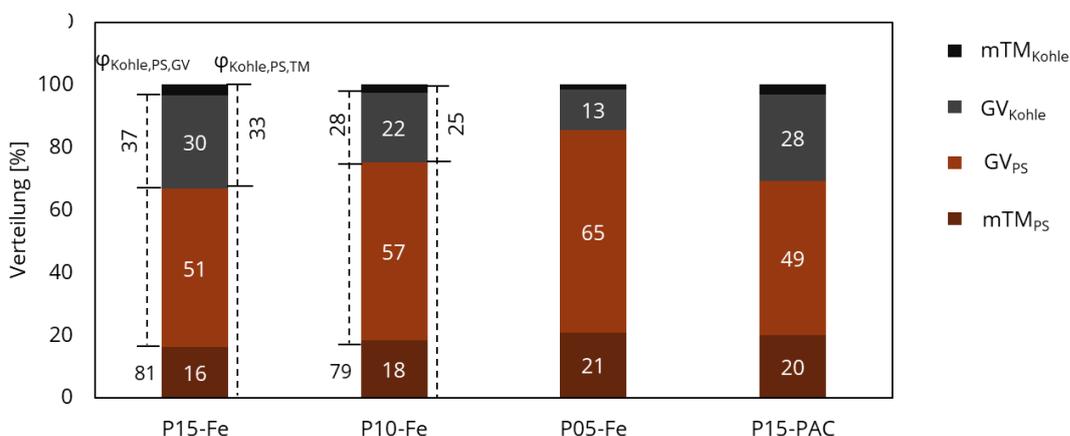


Abbildung 2-8: Kohleanteil während der Langzeitversuchsreihe

Heizwert des Schlammes

Der Einsatz von Eisen(III)-chlorid (Fe) und PAC (PAC) führte zu einer Erhöhung des Heizwertes des Glühverlustes ($H_{u,GV}$) gegenüber der Referenz (REF) ohne Fällmittel um rd. 2 MJ/kg (Abbildung 2-9). Diese Beobachtung legt die Vermutung nahe, dass die durch Fällung zusätzlich abgetrennten Feststofffraktionen einen höheren Energiegehalt aufweisen.

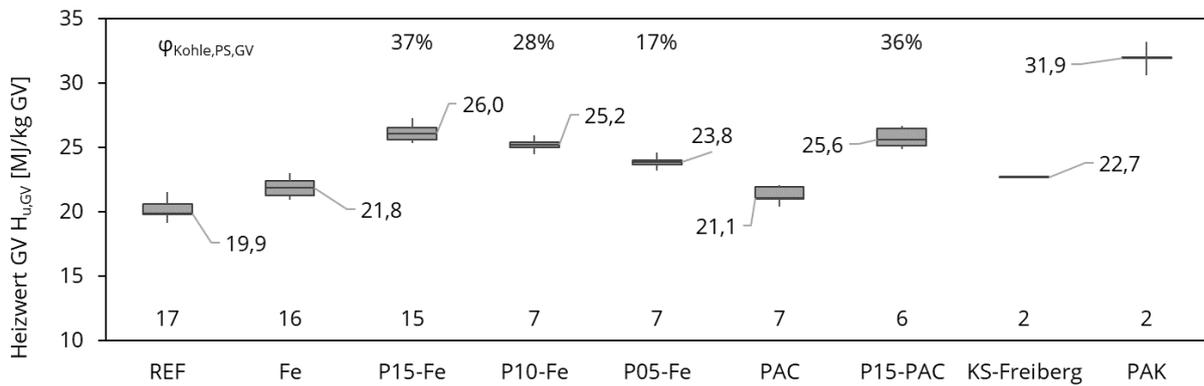


Abbildung 2-9: Heizwert der Primärschlämme während der Langzeitversuchsreihe (Klärschlamm und Aktivkohle (Kohle P) mit Ausweisung des Mittelwertes)

Der Einsatz von Aktivkohle (Kohle P) führte zu einer signifikanten Erhöhung des Heizwertes (Abbildung 2-9). Dies ist auf den hohen Heizwert der Aktivkohle mit i. M. 31,9 MJ/kg GV zurückzuführen (2 Messungen: 33,2 MJ/kg GV, 30,6 MJ/kg GV). Der Anstieg des Heizwertes lässt sich mithilfe des Kohleanteils im Glühverlust ($\varphi_{\text{Kohle,GV}}$), dem Heizwert der Aktivkohle (Kohle P) und dem Heizwert der Referenz (REF-Fe) mit geringfügiger Abweichung zum gemessenen Wert berechnen (Tabelle 2.19). Unter Zugrundelegung des Heizwertes für die Aktivkohle (Kohle P) mit 33 MJ/kg GV beträgt die Abweichung weniger als 1 % (Tabelle 9.4). Da die Abweichung zwischen berechnetem und gemessenem Heizwert gering ist, lässt dies eine Übertragung des Ansatzes auf die Energiebilanzierung zu.

Tabelle 2.19: Vergleich zwischen berechneten und gemessenen Heizwerten ($H_{u,PAK} = 33 \text{ MJ/kg}$)

VSB	n	$\varphi_{\text{Kohle,PS,GV}}$	Berechnung			Messung	$H_{u,1}/H_{u,2}$
			$H_{u,PAK}$	$H_{u,Schlamm}$	$H_{u,2}$	$H_{u,1}$	
	[-]	[%]	[MJ/kg GV]	[MJ/kg GV]	[MJ/kg GV]	[MJ/kg GV]	
P15-Fe	14	37,2	33,0	21,8	26,0	26,1	100,4%
P10-Fe	7	28,3	33,0	21,9	25,0	25,2	100,5%
P05-Fe	7	16,8	33,0	21,9	23,8	23,8	100,3%
P15-PAC	6	35,9	33,0	21,3	25,5	25,7	100,8%

Bei Gegenüberstellung der vorliegenden Ergebnisse mit dem für Faulschlamm ermittelten spezifischen Heizwert (i. M. 22,7 MJ/kg GV) zeigt sich, dass dieser deutlich über den Werten für Primärschlamm liegt, obwohl der Energiegehalt von Faulschlämmen durch den weitergehenden Abbau organischer Verbindungen geringer als der von Primärschlamm ausfallen müsste.

Diese Abweichung kann einerseits auf die unterschiedliche Zusammensetzung der Klärschlämme (Kohlenhydrate, Proteine, Fette) sowie die daraus resultierenden unterschiedlichen Heizwerte zurückgeführt werden (Tabelle 2.20), andererseits aber auch darauf,

dass bei oTR-bezogenen Angaben, der heizwertmindernde mineralische Anteil nicht berücksichtigt wird.

Tabelle 2.20: Heizwerte von Klärschlämmen, Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten

Angaben Heizwert	H _{u,GV}	Anmerkung
Klärschlämme	[MJ/kg GV]	-
BATEN, 1996	20,9	209 · GV
EBERHARDT UND WEIAND ZITIERT IN ATV (1996)	25	250 · GV
SCHMELZ, 2013	21	210 · GV
REIMANN, 1991	23	-
Organische Inhaltsstoffe	[MJ/kg GV]	-
Kohlehydrate - DWA-M 363	14,1	-
Proteine - DWA-M 363	17,8	-
Fette - DWA-M 363	30,4	-

2.3.4 Geruchsemissionen

Entwässerter Schlamm – Aerobe Lagerung an der Umgebungsluft

Bei der Lagerung der untersuchten Schlämme an der Umgebungsluft entwickelten diese im Laufe der Versuchszeit überwiegend einen erdigen Geruch, der an Waldboden oder an Belebtschlamm erinnerte. In Versuchsreihe V7 entwickelten alle Proben mit Kohle einen erdigen Geruch oder waren geruchlos. Dabei beeinflussten Kohlesorte und Kohlekonzentration die Geruchsintensität (Tabelle 9.9 und Tabelle 9.10), wobei die Kohle P die besten geruchsmindernden Eigenschaften aufzeigte, gefolgt von Kohle F.

In Versuchsreihe V11-4 (Vergleich entwässerter Klärschlamm im aeroben Milieu) wurden die Schlämme aus dem Absetzversuch V12 (Tabelle 2.9) und Faulschlamm aus der Kläranlage Freiberg in 2-l-Ansätzen mit einer Alufolienabdeckung gelagert (Abbildung 2-10). Eine Übersicht über die eingesetzten Schlämme ist im Anhang in Tabelle 9.16 zusammengefasst. Eine Dokumentation der Versuche ist im Anhang 9.6 (Tabelle 9.17 bis Tabelle 9.24) enthalten.

Alle Proben rochen am Ende der Versuchszeit an der Oberfläche nach Erde, Belebtschlamm oder waren geruchlos. Die Schlämme mit Aktivkohle (Kohle P) wiesen zusätzlich eine süßliche Note sowie teilweise einen untypischen, nicht identifizierbaren Geruch auf. In tieferen Schlammschichten (Probe wurde gerührt) wurden deutlich intensivere und unangenehmere Gerüche wahrgenommen. Bei Probe REF-FE 30 wurde im Laufe der Versuchszeit mehr freies Wasser sichtbar, das die körnige Schlammstruktur auflöste und die Fäulnisbildung deutlich verstärkte. Aktivkohle hatte eine dämpfende Wirkung auf die als unangenehm empfundenen Gerüche, führte aber auch zu schwer definierbaren

intensiven pilzartigen Eigengerüchen (Abbildung 2-10). Auch die untersuchten Mischungen mit Überschussschlamm und Überschusskohle führten im Vergleich zu den Referenzproben ohne Aktivkohle zur Geruchsminderung (Tabelle 9.23, Ae-7, Ae-8).

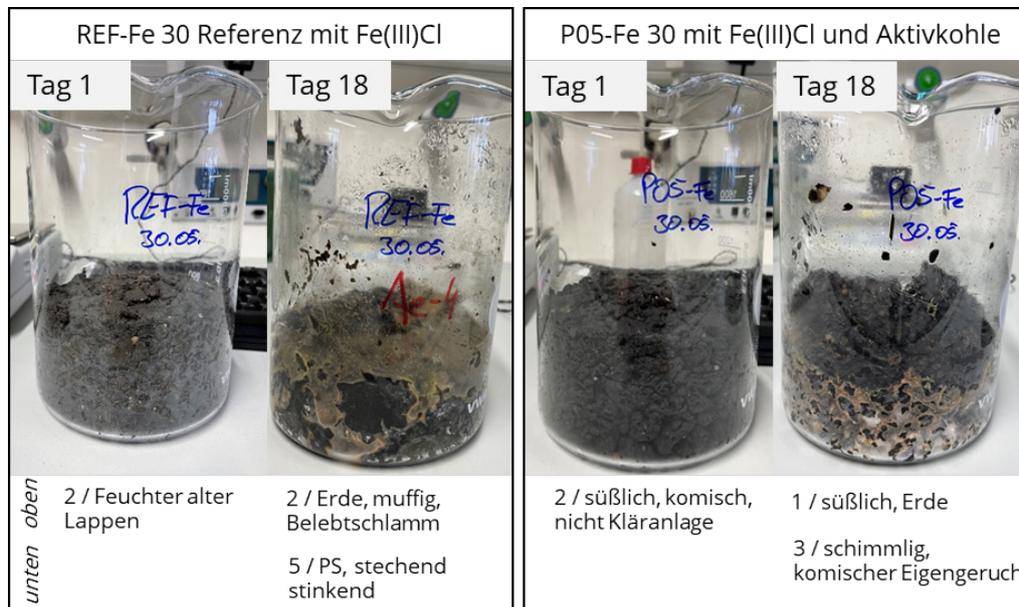


Abbildung 2-10: Untersuchungen zur Geruchsentwicklung bei der Schlamm Lagerung während Versuchsreihe V11-4 (REF-Fe 30, P05-Fe)

Unabhängig von den beschriebenen Beobachtungen ist festzuhalten, dass die Primärschlämme eine hohe biologische Aktivität aufweisen, einerseits durch Geruchsbildung, andererseits durch eine starke optische Veränderung. Daher kann nicht von einer Stabilisierung oder Pseudostabilisierung ausgegangen werden.

Aus den durchgeführten Versuchen lässt sich ableiten, dass bei einer adäquaten Sauerstoffversorgung des Schlammes, die sich an der Oberfläche bildende Biomasse keinen als negativ wahrgenommenen Geruch erzeugt. Der Fäulnisprozess ist neben anderen Effekten vom Wassergehalt abhängig und führt zu einem Abbau von Biomasse sowie einhergehend zu einer Erhöhung des Wassergehalts. Folglich wirkt sich ein hoher Entwässerungsgrad hemmend auf den Fäulnisprozess aus.

Entwässerter Schlamm – Anaerobe Lagerung (luftdicht)

In Versuchsreihe V11-3 (Vergleich der entwässerten Klärschlämme im anaeroben Milieu) wurde für die unterschiedlichen Schlämme die VOC-Konzentration gemessen. Für das Primärschlamm-Aktivkohle-Gemisch An-3 (P05-Fe 29) lag die maximale VOC-Konzentration bei < 10 ppm im gesamten Versuchszeitraum. Demgegenüber wies die Vergleichsprobe ohne Aktivkohle (An-2: REF-Fe 29) eine VOC-Konzentration von > 50 ppm auf (Abbildung 2-11). Dies bestätigt einen geruchshemmenden Einfluss der Aktivkohle.

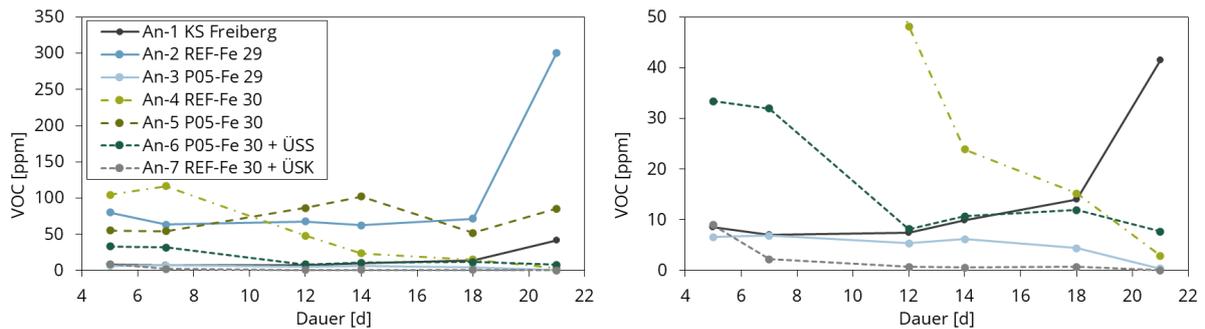


Abbildung 2-11: Ergebnisse der VOC-Messung während Versuchsreihe V11-3

Die Proben mit dem Index "30" wurden 24 h zur Vorversäuerung gelagert und erreichten mit > 50 ppm dauerhaft höhere VOC-Konzentrationen (An-5 P05-Fe 30). Die zugehörige Vergleichsprobe ohne Aktivkohle (An-4 REF-Fe 30) weist bis zum siebenten Versuchstag noch eine Konzentration von > 100 ppm auf. Der anschließende deutliche Konzentrationsrückgang ist wahrscheinlich auf Undichtigkeiten des Probengefäßes zurückzuführen.

In Versuchsreihe V11-3 führt eine Vorversäuerung zu einer süßlichen Note auch ohne Aktivkohle. Die Primärschlämme mit Aktivkohlen zeichnen sich jedoch weiterhin durch eine süßliche Note aus.

Die Mischungen der Schlämme mit Überschussschlamm (V11-3 An-6) und Überschussschleim (V11-3 An-7) zeigten, dass die Mischung mit Überschussschleim die geringsten Konzentrationen an VOC sowie die niedrigsten Geruchsintensitäten aufweist (Abbildung 2-11). Überschussschleim aus der Mikroschadstoffelimination hat keinen negativen Einfluss auf den geruchsmindernden Effekt bei der Lagerung. Auch der Überschussschlamm zeigte keine negativen Auswirkungen.

Den vorliegenden Resultaten zufolge verstärkt die Vorversäuerung die Emission von VOCs bei der Lagerung im anaeroben Zustand. Die VOC-Konzentrationen stehen beim gewählten Versuchsaufbau nicht einheitlich mit negativ interpretierten Gerüchen in Verbindung (V11-3 An-1 Tabelle 9.15), sind aber MICHAUD et al. (2024) zufolge ein Indiz für den Fäulnisgrad des Schlammes.

In Bezug auf die Adsorption von Geruchsstoffen und VOC lässt sich zusammenfassend feststellen, dass Aktivkohle eine gewisse Kapazität aufweist, diese Stoffe zu binden. In diesem Zusammenhang ist der Faulungsgrad des Schlammes von entscheidender Bedeutung, da er die Menge der emittierten Stoffe maßgeblich beeinflusst. Es wird angenommen, dass der Wassergehalt im Schlamm neben anderen Effekten einen erheblichen Einfluss auf diesen Parameter ausübt. Ein Aktivkohlegehalt im Schlamm von 10 bis 14 % zeigt im anaeroben Milieu eine dämpfende Wirkung auf Geruchsemissionen. Ein Vergleich mit der

Überschusskohle aus der 4. RGS lässt die Schlussfolgerung zu, dass auch andere Aktivkohlen einen ähnlichen Effekt erzielen können.

Getrockneter Schlamm

In der Langzeitversuchsreihe zeigten Schlämme im getrockneten Zustand, die mit Pflanzenkohle (Kohle F) und Aktivkohle (Kohle P) vermischt waren, positiv empfundene Gerüche (Anhang Tabelle 9.12). Die Aktivkohle (Kohle P) fiel dabei weiterhin mit einem süßlichen Geruch auf. Bei einem Kohlegehalt von 23 % (V8-22-2) wurde der Schlamm als geruchslos bewertet. Das Mahlen der getrockneten Schlämme führte zu einer negativen Veränderung des Geruchs, welche für Schlämme ohne Kohlekonditionierung mit Asche oder Zigarettenasche verglichen wurde. Abbildung 2-12 zeigt die farbliche Veränderung der Schlämme im getrockneten Zustand.



Abbildung 2-12: Getrockneter Primärschlamm; Kohlekonzentration ansteigend von links nach rechts (REF; Fe; P01-Fe; P025-Fe; P05-Fe; P10-Fe; P15-Fe)

Die Resultate aus der halbtechnische Versuchsanlage (Versuch V11) bestätigten die Ergebnisse der Langzeitversuchsreihe. Die Klärschlämme mit Aktivkohle (Kohle P) wurden erneut mit einem süßlichen Geruch bewertet (Tabelle 9.13). Nach aerober Lagerung (32 – 41 d) und anschließender Trocknung wiesen die mit Aktivkohle (Kohle P) vermischten Schlämme weiterhin eine süßliche Note auf. Die zusätzlich untersuchte Überschusskohle aus der 4. RGS führte in der Mischung mit Primärschlamm zu einem erdigen Geruch bzw. zur Senkung des Geruchs unter die Geruchsschwelle. Dies bestätigt, dass Aktivkohlen einen positiven Einfluss auf Geruchsemissionen haben, dieser aber sortenabhängig ist. Bei zukünftigen Versuchen ist dies zu berücksichtigen.

Die aus gemahlene Primärschlämme auftretenden Gerüche wurden als sehr unangenehm wahrgenommen und mit Zigarettenasche assoziiert. War Aktivkohle in den Schlämmen enthalten, wurde wiederum ein süßliches Aroma wahrgenommen (Tabelle 9.13).

2.3.5 Gasemissionen

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden anaerobe Batchtests mit eingedickten und entwässerten Schlämmen durchgeführt. Eine Übersicht über die durchgeführten Versuche, Randbedingungen, Kennzahlen sowie zum Gasanfall ist in Anhang 9.5 enthalten.

Die Untersuchungen ergaben, dass Kohle keinen negativen Einfluss auf den Faulungsprozess (anaerober Batchtest mit Impfschlamm) hat. Im relativen Vergleich der Gasbildungs-raten konnte keine Hemmung oder Beeinträchtigung der untersuchten Schlämme durch Kohle nachgewiesen werden (Abbildung 9-23, Abbildung 9-24). Von Herstellerseite wird Pflanzkohlen eine Verbesserung des Gasertrags zugeschrieben, dies konnte aber nicht nachgewiesen werden [ZIMMERMANN ET AL., 2021].

Bei den mit entwässertem Primärschlamm aus den halbtechnischen Absetzversuchen (V10-2, Tabelle 9.6) durchgeführten Batchtests lag der Gasanfall bei 26,5 ml/g oTM. Im Vergleich dazu lag der Gasanfall der Faulschlammansätze bei 30 – 50 ml/g oTM. Der Methan-gehalt (CH₄) war bei den Faulschlammansätzen mit 40 bis 60 % deutlich höher als bei den Primärschlammansätzen (5 – 14 %). Die Methanproduktion lag für die Faulschlammproben mit 0,02 bis 0,04 NI CH₄/kg oTM aber deutlich unter dem von HEINDL (2022) angegebenen Bereich von 0,2 bis 0,5 NI CH₄/(kg oTM h). Unabhängig davon konnte für die Primärschlämme kein sich aus der Kohledosierung ergebender Vor- oder Nachteil festgestellt werden.

Der entwässerte Faulschlamm erzeugt aufgrund der bestehenden Faulschlammbiologie mehr Methan (Restgaspotenzial) als die entwässerten Primärschlämme. Die Methanbakterien im Primärschlamm müssen sich zunächst bilden. Dieser Prozess ist durch den geringen Wasseranteil im entwässerten Klärschlamm verzögert. Zur Begrenzung der Methanemissionen bei der Rohschlamm Lagerung sollten Schlämme daher einen hohen Entwässerungsgrad aufweisen. Vor diesem Hintergrund ist eine statische Eindickung kritisch zu bewerten, da es dort aufgrund der hohen Aufenthaltszeit bereits zur Methanbildung kommt. Eine maschinelle Primärschlamm eindickung ist in der Verfahrensführung zu bevorzugen.

2.3.6 Abwassersiebung

Durch die Abwassersiebung von nicht konditioniertem Abwasser (REF0) wurde eine ähnliche Verringerung der Trübung (ca. 40 %) erreicht, wie bei der Sedimentation in der Lang-

zeitversuchsreihe (Abbildung 2-13). Eine Verbesserung der Eliminationsleistung durch Eisen(III)-Chlorid, wie sie in der Langzeitversuchsreihe beobachtet wurde, wurde nicht festgestellt (Abbildung 2-13). Dieser Effekt trat auch beim Einsatz von Aktivkohle (Kohle P) auf.

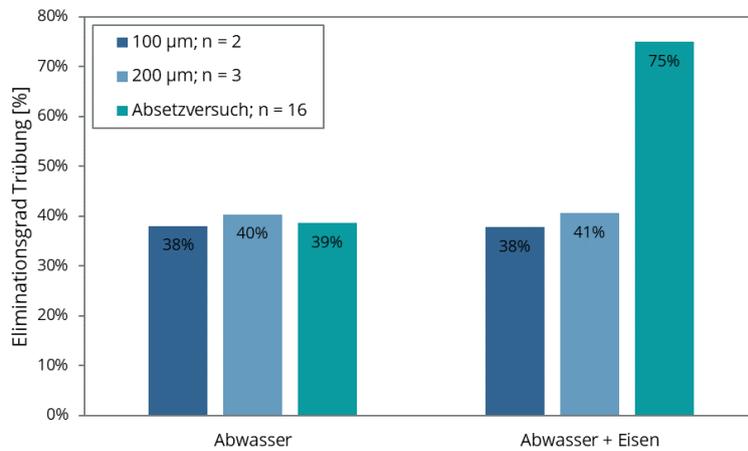


Abbildung 2-13: Einfluss der Abwassersiebung auf die Trübung (Langzeitversuchsreihe, Tabelle 2.16)

2.4 Einordnung der Ergebnisse

2.4.1 Zusammenfassung der Erkenntnisse

Die erzielten Ergebnisse sind in Tabelle 2.21 zusammengefasst. Darauf aufbauend werden im Folgenden Randbedingungen für eine heizwertorientierte Klärschlammbehandlung abgeleitet.

Tabelle 2.21: Übersicht über die durchgeführten Versuche und die erzielten Ergebnisse

1. Reinigungsleistung	
1.1 Aktivkohle (Kohle P) führt zur Elimination von gelöstem CSB (S_{CSB}) durch Adsorption. Ein Einfluss auf die Elimination des partikulären CSB (X_{CSB}) besteht nicht.	Tabelle 2.16
1.2 Aktivkohle (Kohle P) und Fällmittel stehen in Konkurrenz zum gelösten CSB (S_{CSB}). Eine hohe Eliminationsleistung des Fällmittels wirkt sich negativ auf die spezifische CSB-Adsorption der Kohle aus.	Tabelle 2.14 Tabelle 2.16
1.3 Die Elimination vom gelösten CSB (S_{CSB}) ist als spezifische Elimination ausweisbar: Fällmittel → [mg CSB/mg Me ⁺] Fällmittel + Kohle → [mg CSB/mg TR]	Tabelle 2.14
1.4 Eisen(III)-chlorid führt im Vergleich zu Polyaluminiumchlorid unter den untersuchten Randbedingungen zu einem geringeren Schlammanfall, zu geringeren spezifischen Kosten und zu besseren Entwässerungseigenschaften.	Tabelle 2.17
1.5 Bei Kontaktzeiten der Aktivkohle von 5 min wird eine CSB-Elimination von 80 % erreicht.	Abbildung 9-2
1.6 Die Adsorptionswirkung von Aktivkohle auf NH_4-N und PO_4-P im Abwasser liegt unterhalb der Nachweisgrenze.	Tabelle 9.2
2 Schlammeigenschaften	
2.1 Der Einsatz von Fällmitteln führt zur Erhöhung von Schlammanfall und Feststoffanfall.	Abbildung 2-6 Abbildung 9-19
2.2 Die Zugabe von Kohle führt zur Erhöhung des Feststoffanfalls.	Abbildung 9-19
2.3 Aktivkohle und Eisen(III)-chlorid verbessern die Entwässerung von Schlamm.	Abbildung 2-7
2.4 Der Einsatz von Fällmitteln erhöht den Heizwert der Organik (GV). Die Heizwert-erhöhung durch Aktivkohle (Kohle P) ist im bilanziell nur auf die Aktivkohle zurückzuführen.	Abbildung 2-9
3 Geruchs- und Gasemissionen	
3.1 Aktivkohle (Kohle P) und Überschussskohle aus der 4. RGS führt im <u>entwässerten</u> Schlamm zur Dämpfung und Veränderung der Geruchsemissionen.	Abschnitt 2.3.4
3.2 Getrocknete Schlämme mit einem Kohleanteil > 20 % sind zum Teil geruchslos bzw. mit positiv bewerteten Gerüchen verbunden.	Tabelle 9.12 Tabelle 9.13
3.3 Primärschlamm im entwässerten Zustand führt zu geringeren Methanemissionen als anaerob stabilisierter Klärschlamm.	Tabelle 9.6
3.4 Kohle hat keinen positiven oder negativen Einfluss auf die Methanbildung.	Abschnitt 2.3.5

2.4.2 Verfahrenstechnische Ausrichtung

Dosierstelle für die Kohle

Bei der Dosierung von Aktivkohle in den Zulauf zur CSB-Elimination ist kein Kontaktreaktor nötig, da schon nach 5 min 85 % der Adsorptionsleistung für $CSB_{\text{gelöst}}$ erreicht wurde (Adsorptionsverhalten der Kohlen vgl. Kapitel 2.3.1). Eine Dosierung kann an einer turbulenten Stelle gemeinsam mit einem Fällmittel erfolgen, bspw. vor einem belüfteten Sandfang.

Aufgrund der positiven Ergebnisse mit Überschussskohle der Kläranlage Öhringen (Ulmer Verfahren), kann Aktivkohle auch im Rahmen der 4. Reinigungsstufe im Belebungsbecken eingesetzt werden.

Vorklärung

Für die Abwassersiebung kann aufgrund der nur eingeschränkt nutzbaren Ergebnisse keine eindeutige Bewertung abgegeben werden. Die Ergebnisse legen aber nahe, dass bei der Abwassersiebung höhere FM- und FHM-Konzentrationen erforderlich sind, um eine ausreichend stabile Flocke zu erzeugen.

Eindickung

Zunehmende Standzeiten fördern das Biomassewachstum von Methanbakterien und damit die Entstehung von Methanemissionen bei der Schlamm Lagerung (Abschnitt 2.3.5). Klärschlammeindickung und -entwässerung sollten daher schnell erfolgen. Dabei ist die maschinelle der statischen Eindickung vorzuziehen.

Solare Trocknung

Die geruchsmindernde Wirkung der Aktivkohle im getrockneten Zustand aber auch im entwässertem Zustand eröffnet die verfahrenstechnische Option einer solaren Trocknung, für welche Rohschlämme bisher aufgrund der Geruchsentwicklung kategorisch ausgeschlossen werden [DELLBRÜGGE, 2021].

2.4.3 Auswahl der Zuschlagsstoffe

Fällmittel

Zur Erhöhung der Reinigungsleistung der Vorklärung wird als Fällmittel Eisen(III)-chlorid gegenüber Polyaluminiumchlorid bevorzugt. Gründe hierfür sind der geringere Preis, die geringere Schlammproduktion und die besseren Entwässerungseigenschaften (Tabelle 2.21, Nr. 1.3). Eine Steigerung der Reinigungsleistung kann durch die Erhöhung des Fällmitteleinsatzes erreicht werden (Abbildung 2-5).

Grundsätzlich ist der Einsatz von Fällmitteln im Zulauf ohne Kohle als chemisch verbesserte Vorklärung (CEPT) oder Vorfällung zu betrachten (Kapitel 2.1.1).

Kohlesorte

Aktivkohle (Kohle P) ist durch ihren positiven Einfluss auf die Geruchsemissionen von entwässerten und getrockneten Schlämmen die Vorzugslösung (Tabelle 2.21, Nr. 3.1). Aus den Ergebnissen mit der Überschussskohle der KA Öhringen kann geschlossen werden, dass andere Aktivkohlen eine ähnlich gute Wirkung erzielen können. Darüber hinaus kann Aktivkohle parallel dazu zur Elimination von Spurenstoffen eingesetzt werden.

Die Aktivkohle (Kohle P) wurde im Vergleich zur Pflanzenkohle (Kohle F) aufgrund der im Projektverlauf erzielten Ergebnisse vertiefend untersucht. Somit ist der Erkenntnisstand zu den Kohlen nicht gleich, so dass ein direkter Vergleich auch hinsichtlich ihrer Einflüsse auf Geruchsemissionen nur begrenzt möglich ist. Die untersuchte Pflanzenkohle F stellt eine Alternative dar, jedoch werden im Vergleich zur Aktivkohle P höhere Kohlekonzentrationen im Klärschlamm benötigt.

Kohlekonzentration

Die Dosierung von Kohle ausschließlich zur Verbesserung der CSB-Elimination ist im Vergleich zum Einsatz von Fällmitteln unwirtschaftlich (Tabelle 2.17). Kohle sollte daher erst nach der erweiterten Vorklärung (CEPT) dosiert werden. Aufgrund des nachgewiesenen positiven Einflusses von Aktivkohle auf die Minderung von Gerüchen ab einem Kohleanteil von 10 % (bezogen auf TS) wird dieser Betrag als maximaler Kohlegehalt für die Bilanzierung angesetzt (Tabelle 2.21, Nr. 3.3).

3 Variantenvergleich

3.1 Umsetzungsoptionen für die heizwertorientierte Klärschlammbehandlung (HOKB)

Die heizwertorientierte Klärschlammbehandlung entspricht im Wesentlichen einer thermischen Verwertung von nicht stabilisiertem Klärschlamm. Durch die Dosierung von Aktivkohle während der Abwasserreinigung erfolgt primär eine Geruchsminderung des zu behandelnden Klärschlammes, sekundär eine Spurenstoffelimination. Zur Ausschöpfung des maximalen Energiepotenzials ist eine Maximierung des Primärschlammfalls vorgesehen. Eine solare Trocknung ist in Ergänzung dazu möglich, aber von den Vor-Ort-Bedingungen abhängig und für kleinere Kläranlagen denkbar.

Die Umsetzung der heizwertorientierten Klärschlammbehandlung wird beispielhaft für drei Verfahrensvarianten betrachtet (Tabelle 3.1). Die Verfahren werden im Wesentlichen durch die Stickstoff- und Phosphorelimination bestimmt. Die Umsetzungsoption A *HOKB mit 4. RGS im Belebungsbecken* wird vertiefend betrachtet. Die anderen Optionen haben aufgrund mangelnder Betriebserfahrungen konzeptionellen Charakter.

Tabelle 3.1: Umsetzungsoptionen für die heizwertorientierte Klärschlammbehandlung

	Variante A	Variante B	Variante C
Kennzeichen	HOKB mit 4. RGS im Belebungsbecken	HOKB mit alternativer Stickstoffelimination	HOKB mit Hochlastbiologie und 4. RGS
Verfahren	Fällmitteldosierung abhängig von Deni-Kapazität	Maximale CSB-Elimination in der Vorklärung	Hochlastbelebungs mit 1 bis 2 d Schlammalter ohne Vorklärung
Kohledosierung	Im Belebungsbecken als 4. RGS	Vor der Vorklärung	Im Belebungsbecken als 4. RGS
Stickstoff-Elimination	Belebtschlammverfahren mit Nitrifikation und Denitrifikation	Deammonifikation im Hauptstrom	Deammonifikation im Hauptstrom
Phosphor-Elimination	Vorfällung und Simultanfällung	Vorfällung	Nachfällung mit P-Rückgewinnung
Thermische Verwertung	Monoklärschlammverbrennung	Monoklärschlammverbrennung	Mitverbrennung

Option A – Kombination HOKB mit 4. RGS

Die HOKB wird in eine konventionelle Kläranlage (Belebungsbecken mit Denitrifikation und Nitrifikation) integriert (Abbildung 3-1). Die Erhöhung der CSB-Eliminationsleistung in der Vorklärung wird auf die Denitrifikationskapazität abgestimmt, so dass keine Dosierung externer Kohlenstoffquellen erfolgen muss. Die Aktivkohle wird in das Belebungsbecken zur Spurenstoffelimination (4. RGS) dosiert. Die P-Elimination erfolgt überwiegend als Vorfällung und ergänzend im Belebungsbecken als Mitfällung bis zum geforderten

Überwachungswert. Damit wird der überwiegende Teil des Phosphors im Klärschlamm gebunden. Für die thermische Verwertung wird die Monoklärschlammverbrennung gewählt.

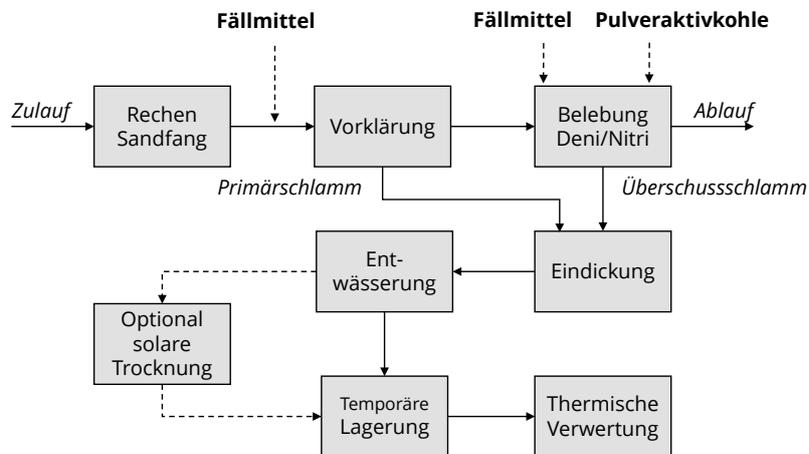


Abbildung 3-1: Fließbild Option A (HOKB mit 4. RGS im Belebungsbecken)

Option B – HOKB mit alternativer Stickstoffelimination

Als wesentliche Änderung im Vergleich zur Variante A wird für Option B ein alternatives Verfahren zur Stickstoffelimination gewählt, beispielsweise die Deammonifikation im Hauptstrom (Abbildung 3-2). In Konsequenz wird die CSB-Elimination nicht länger durch die Denitrifikation limitiert, so dass sie in der Vorklärung mittels Fällmittelzugabe maximiert werden kann.

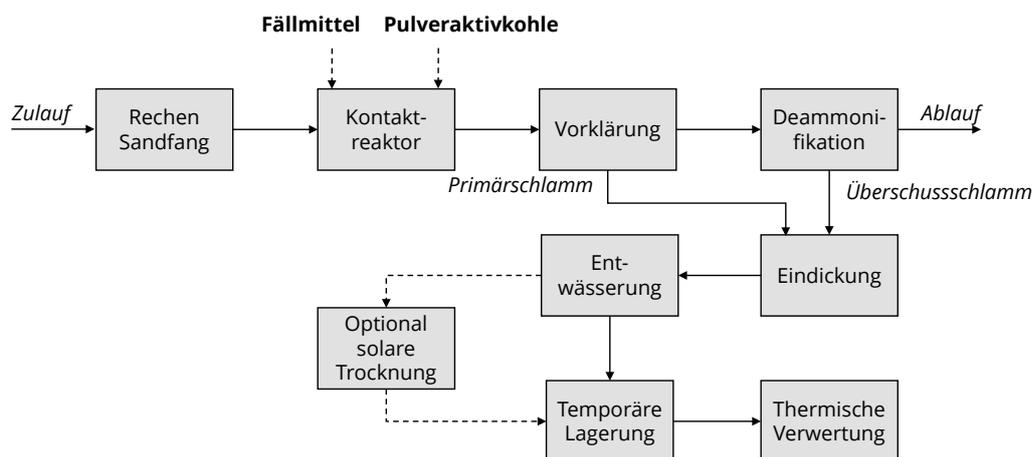


Abbildung 3-2: Fließbild Option B (HOKB mit alternativer Stickstoffelimination)

Die Dosierung der Aktivkohle erfolgt vor der Vorklärung, wobei zur Gewährleistung einer angemessenen Spurenstoffelimination die Installation eines Kontaktreaktors erforderlich sein kann. Des Weiteren führt die Zugabe von Aktivkohle zu einer zusätzlichen Elimination von gelöstem CSB. Die P-Elimination erfolgt nahezu vollständig in der Vorklärung, wobei

Phosphor in den Klärschlamm überführt wird. Für die thermische Verwertung wird die Monoklärschlammverbrennung gewählt.

Option C – HOKB mit Hochlastbiologie und 4. RGS

Option C besteht aus einer Belebungsstufe zur ausschließlichen Kohlenstoffelimination, in die Aktivkohle zur Spurenstoffelimination dosiert wird (Abbildung 3-3). Zur Minimierung der P-Elimination im Belebungsbecken wird der Fällmitteleinsatz begrenzt. Ziel ist ausschließlich die Verbesserung der Absetzbarkeit des Schlammes. Die P-Elimination findet als Nachfällung statt. Das Verfahren ist mit der "Alternierenden Aktivierenden Adsorption" (AAA) vergleichbar (vgl. WETT ET AL., 2022). Unterschiede bestehen im höheren Schlammalter und in der Dosierung von Aktivkohle. Optional ist eine getrennte Stickstoff- und Phosphorelimination mit P-Rückgewinnung möglich. Der aus dem Belebungsbecken abgezogene Klärschlamm hat infolge der Nachfällung einen geringen P-Gehalt.

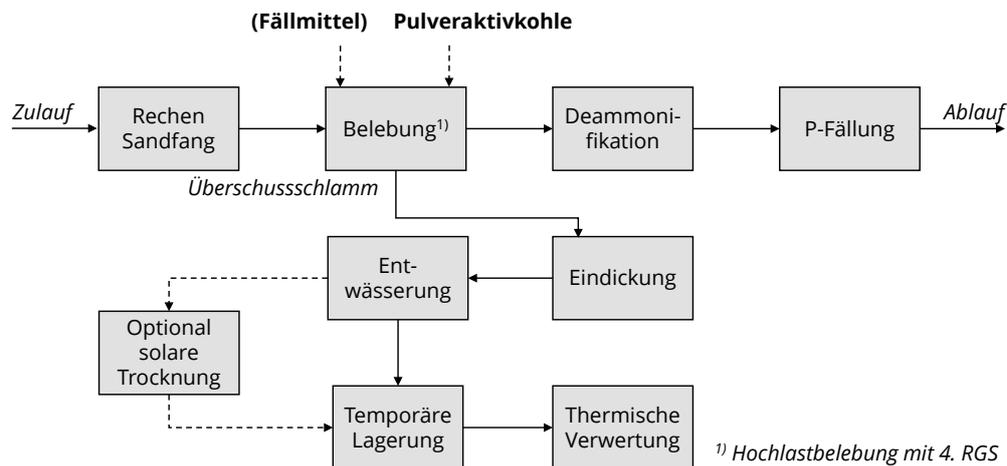


Abbildung 3-3: Fließbild Option C (HOKB mit Hochlastbiologie und 4. Reinigungsstufe)

3.2 Erläuterungen zum Variantenvergleich

Im Rahmen der Bilanzierung erfolgt eine Betrachtung zweier Modellkläranlagen unterschiedlicher Größenklassen (GK5, GK4a), welche auf eine HOKB umgestellt werden (Tabelle 3.2). Im Ist-Zustand zeigen sich Unterschiede zwischen den Modellkläranlagen hinsichtlich Schlammstabilisierungsverfahren, Schlammverdickung, Schlammabwasserung, Schlammablagung und Schlammverwertung (vgl. Abschnitt 10.1, Tabelle 10.1).

Tabelle 3.2: Untersuchte Modellkläranlagen

Abkürzung	Größenklasse	Schlammstabilisierung im Ist-Zustand	Ausbaugröße [EW]
A	GK5	Anaerobe Stabilisierung	100.000
a	GK4a	Aerobe Stabilisierung	30.000

Eine Umstellung vom Ist-Zustand zur heizwertorientierten Klärschlammbehandlung beinhaltet im Wesentlichen die Dosierung von Aktivkohle und Fällmitteln. Grundsätzlich kann durch die infolge der Erzeugung eines heizwertreichen Schlammes einhergehende Verringerung des Schlammalters das Belebungsbeckenvolumen gesenkt werden. Bei Bestandsanlagen ist dies nur in Grenzen umsetzbar, bspw. bei mehrstraßigen Anlagen. In Abbildung 3-4 ist das sich nach Umstellung auf HOKB ergebende Verfahrensfließbild einer Kläranlage der Größenklasse 5 dargestellt.

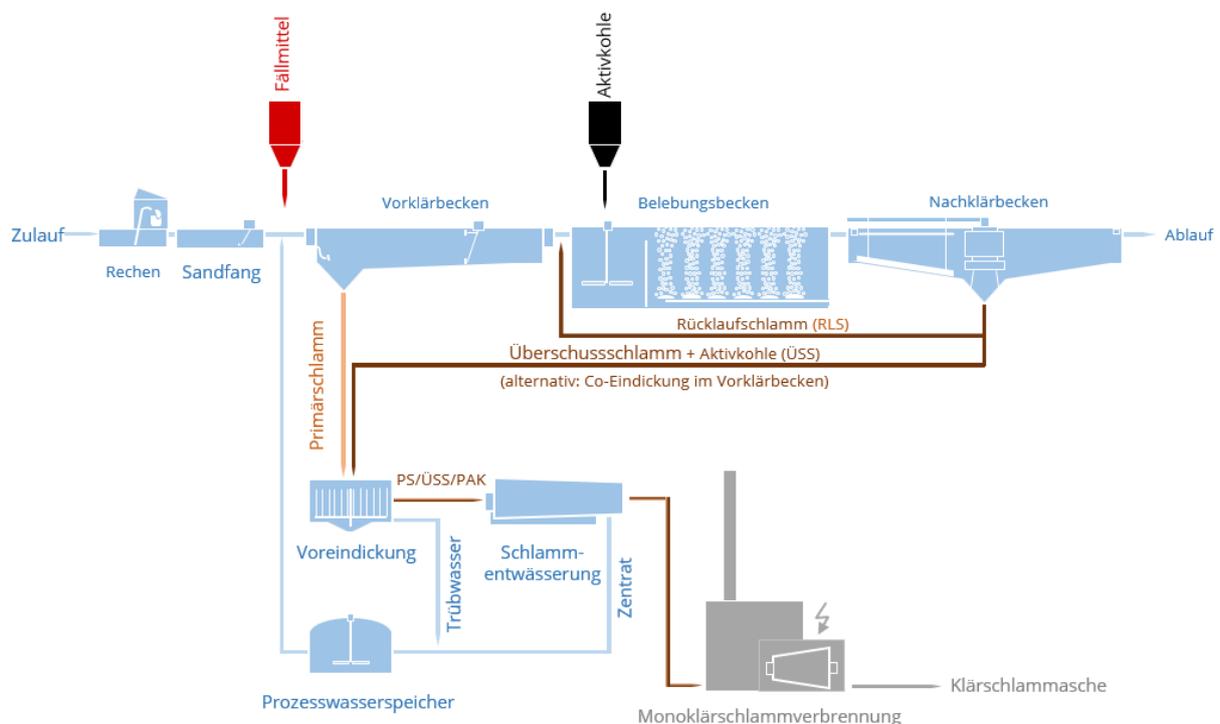


Abbildung 3-4: Verfahrensfließbild HOKB Option A – Kombination mit 4. RGS

Zur Veranschaulichung des Einflusses der HOKB auf eine Kläranlage werden verschiedene Untervarianten betrachtet (Tabelle 3.3). Die Differenzierung zwischen den Größenklassen 5 und 4a erfolgt anhand der Indizes "A" für GK5 und "a" für GK4a. Für die Größenklasse 5 (A) werden der Ist-Zustand sowie drei Varianten zur heizwertorientierten Klärschlammbehandlung betrachtet. Dabei wird der Kohleanteil im Klärschlamm stufenweise von 0 % bis 10 % variiert. Für die Größenklasse 4a werden sechs Varianten betrachtet, dabei auch die anaerobe Stabilisierung (Variante a2) und die solare Trocknung (Variante a6).

Tabelle 3.3: Varianten für die Bilanzierung

Nr.	Beschreibung	Größen- klasse	Abkürzung
A1	Anaerobe Stabilisierung	GK5 (100.000 EW)	A1-Ist-GK5
A2	HOKB mit 0 % Kohleanteil im Klärschlamm		A2-0%-GK5
A3	HOKB mit 5 % Kohleanteil im Klärschlamm		A3-5%-GK5
A4	HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm		A4-10%-GK5
a1	Aerobe Stabilisierung	GK4a (30.000 EW)	a1-Ist-GK4a
a2	Anaerobe Stabilisierung		a2-ana-GK4a
a3	HOKB mit 0 % Kohleanteil im Klärschlamm		a3-0%-GK4a
a4	HOKB mit 5 % Kohleanteil im Klärschlamm		a4-5%-GK4a
a5	HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm		a5-10%-GK4a
a6	HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm + solare Trocknung		a6-10%TRK-GK4a

3.3 Randbedingungen und Bilanzierung

3.3.1 Grundlagen

Für die Parameter Trockensubstanz (TS), Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Stickstoff (N), Phosphor (P) wurden Stoffstrombilanzen erstellt, die als Grundlage für alle weiteren Betrachtungen dienen. Die Bilanzierung basiert auf den einwohnerspezifischen Frachten. Die Auslegung der Belebung erfolgt auf Basis des DWA-A 131, die der Faulung auf Basis des DWA-M 368. Die Randbedingungen sind im Anhang 10.1 in tabellarischer Form zusammengefasst. Ausgewählte Randbedingungen werden im Folgenden erläutert.

Zulauffraktionierung gemäß DWA-A 131

Die mittlere CSB-Fracht (C_{CSB}) beträgt gemäß DWA-A 198 120 g/(E d). Der gelöste Anteil (S_{CSB}) wird mit 30 % (f_{SCSB}) angenommen. In der Langzeitversuchsreihe wurde f_{SCSB} mit 32 % ermittelt (vgl. Tabelle 9.2). Ausgehend von 1,7 g CSB/g oTS liegt der organische Feststoffgehalt im Zulauf bei 49,4 g oTS/(E d).

$$X_{oTS} = \frac{120 \frac{\text{g CSB}}{\text{E d}} * (1 - 0,3)}{1,7 \frac{\text{g CSB}}{\text{g oTS}}} = 49,4 \frac{\text{g oTS}}{\text{E d}} \quad (1)$$

Der Glühverlust im Zulauf liegt nach DWA-A 131 im Bereich von 70 bis 80 %. Für die Bilanz wurden 75 % angesetzt. Wird die organische Feststofffracht im Zulauf mit 49,4 g oTS/(E d) angenommen, reduziert sich mit abnehmendem Glühverlust entsprechend die mineralische Feststofffracht (m_{TS}) und damit auch die gesamte Feststofffracht (Tabelle 3.4). Infolgedessen liegt die Feststofffracht (m_{TS}) mit 65,9 g TS/(E d) leicht unterhalb der Angaben des DWA-A 198.

Tabelle 3.4: Abhängigkeit der einwohnerspezifischen Feststofffracht vom Glühverlust

Parameter	Einheit	Werte				
GV	[%]	70,0	72,5	75,0	77,5	80,0
X_{TS}	[g/(E d)]	70,6	68,2	65,9	63,8	61,8
$X_{oTS}^{1)}$	[g/(E d)]	49,4	49,4	49,4	49,4	49,4
X_{mTS}	[g/(E d)]	21,2	18,7	16,5	14,3	12,4

¹⁾ Berechnet mit 84 g $X_{CSB}/(E d)$ und 1,7 g CSB/g oTS

Zulaufkonzentrationen

Zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse wird als Abwasseranfall (gesamt) eine Menge von 190 L/(E d) angenommen. Der sich daraus ergebende Konzentrationsbereich liegt im gleichen Rahmen wie bei der Langzeitversuchsreihe (Tabelle 3.5). Damit ist die Übertragbarkeit der Randbedingungen gewährleistet (Eliminationsleistung, Kohledosierung, etc.).

Tabelle 3.5: Vergleich der Konzentrationsbereiche zwischen Modellbilanz und Langzeitversuchsreihe

Parameter	Einheit	Versuch	Bilanz	Verhältnis
C_{CSB}	[mg CSB/l]	611	632	1,0 : 1,0
X_{CSB}	[mg CSB/l]	421	442	1,0 : 1,0
S_{CSB}	[mg CSB/l]	190	189	1,0 : 1,0
S_{CSB}/C_{CSB}	[-]	0,31	0,3	1,0 : 1,0
C_N	[mg N/l]	78	58	1,3 : 1,0
C_P	[mg P/l]	8,7	9,5	0,9 : 1,0
$q_{d,E}$	[l/(E d)]	-	190	-

Elimination von gelöstem CSB (S_{CSB}) durch Fällmittel und Kohle

Der Einsatz von Fällmitteln und Aktivkohle führt zu einer Adsorption von gelöstem CSB (S_{CSB}) ab dem Zeitpunkt der Dosierung, d. h. noch vor der Vorklärung. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Langzeitversuchsreihe liegt die Adsorptionsleistung für gelösten CSB durch Eisen(III)-chlorid bei 0,8 mg CSB/mg Me^+ (Tabelle 2.14). Der dadurch entstehende Schlammanfall beträgt etwa 2,5 g TS/g Fe. Die Adsorption von gelöstem CSB an Aktivkohle beträgt bei Einsatz von Eisen(III)-chlorid 248 mg CSB/g TR (Tabelle 2.14). In der Bilanzierung wird die Adsorptionsleistung vereinfachend mit 250 mg CSB/g TR angesetzt. Unabhängig davon wurde nachgewiesen, dass die Adsorptionsleistung von der dosierten Konzentration abhängig ist (Abbildung 2-5).

Eliminationsleistung der Vorklärung und Fällmitteldosierung

Die Vorklärung wirkt sich vor allem auf die Elimination des partikulären CSB (X_{CSB}) aus. Der Wirkungsgrad wird von der hydraulischen Verweilzeit beeinflusst. Der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen (X_{TS}) wird aus X_{CSB} , dem Glühverlust und dem CSB/oTS-Verhältnis ermittelt. Für den Ist-Zustand (ohne Fällmitteldosierung) wird die Eliminationsleistung der Langzeitversuchsreihe angesetzt. Diese liegt bei einer Sedimentationszeit von 1,0 – 1,5 h bei 50 % X_{CSB} . Aus den Langzeitversuchen geht hervor, dass durch die Fällung mit Eisen(III)-chlorid die Eliminationsleistung auf 75 % X_{CSB} steigt (Tabelle 3.6).

Tabelle 3.6: Fällmitteldosierung für die Bilanzierung der Modellkläranlage

Option	Dosierung [mg Fe^+ /l]	X_{CSB} -Elimination [%]	Anmerkung
HOKB	10,5	75	Langzeitversuchsreihe (Tabelle 2.16)
Ist-Zustand	0	50	Langzeitversuchsreihe (Tabelle 2.16)

Entwässerungsgrad

Unter Berücksichtigung der im DWA-M 366 genannten Bandbreite an Entwässerungsgraden und der Ergebnisse aus der Langzeitversuchsreihe wird davon ausgegangen, dass für einen Rohschlamm, der sich aus Primärschlamm, Überschussschlamm und Aktivkohle

zusammensetzt, ein Entwässerungsgrad von mindestens 30 % TR erreicht wird. Für entwässerten Faulschlamm wird ein TR von 28 % angenommen.

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wird der Einfluss höherer Entwässerungsgrade auf die Bilanz untersucht. Dabei werden für Faulschlamm TR-Konzentrationen zwischen 28 % und 30 % sowie für Rohschlamm Werte zwischen 30 % und 35 % betrachtet.

Tabelle 3.7: Für die Bilanzierung genutzte Entwässerungsgrade

Schlammart	Entwässerungsgrad		Anmerkung
	Zentrifuge [% TR]	Schneckenpresse [% TR]	
Primärschlamm	32 - 40	30 - 40	Angaben gemäß DWA-M 366 (2013)
Mischschlamm (50:50)	26 - 32	24 - 30	
Aerob stabilisierter Schlamm	18 - 24	18 - 24	
Faulschlamm	22 - 30	20 - 28	
Faulschlamm	28 (+2) ¹⁾	-	Auswahl - Bilanzierung
Aerob stabilisierter Schlamm	-	26	
Rohschlamm PS+ÜSS+PAK	30 (+5) ¹⁾	28 (+2) ¹⁾	

¹⁾ In Klammern ist die Spannweite des Entwässerungsgrads für die Sensitivitätsanalyse angegeben.

Berechnung Klärgasanfall

Auf Basis des DWA-M 368 wird der Abbaugrad in Abhängigkeit von Aufenthaltszeit und Temperatur im Faulbehälter berechnet. Der abbaubare CSB ($C_{CSB,abb}$) wird gemäß CSB-Fraktionierung bestimmt. Das daraus entstehende Methan wird mit $0,35 \text{ Nm}^3/\text{kg CSB}_{abb}$ abgeschätzt [SCHAUM, 2016; WEICHGREBE 2015].

3.3.2 Energiebilanzen

Die Energiebilanzen basieren auf den erstellten Stoffstrombilanzen und berücksichtigen die Parameter Schlammmenge, Feststoffanfall, Gasanfall, Aktivkohledosierung und Sauerstoffverbrauch. Die Randbedingungen für die Energiebilanzen sind im Anhang 10.3 zusammengefasst. Ausgewählte Bedingungen werden im Folgenden erläutert.

Elektroenergiebedarf

In Anlehnung an den DWA-Leistungsvergleich für das Jahr 2017 wird der Modellkläranlage der GK5 ein mittlerer Elektroenergiebedarf von $30 \text{ kWh}/(\text{E a})$ zugeordnet, der Kläranlage der GK4a ein höherer Betrag von $37 \text{ kWh}/(\text{E a})$ (DWA, 2018). Die Umstellung auf die HOKB führt für einzelne Verfahrensstufen einerseits zu einer Verringerung, andererseits zu ei-

ner Erhöhung des Elektroenergieverbrauchs. Zur Ermittlung der Auswirkungen der geänderten Verfahrensführung durch HOKB auf den Elektroenergieverbrauch wird den einzelnen Verfahrensstufen ein entsprechender Anteil gemäß DWA-A 216 zugeordnet.

Für den Ist-Zustand wird der einwohnerspezifische Elektroenergiebedarf für die Belüftung auf den Sauerstoffbedarf bezogen. Die Verringerung des Sauerstoffbedarfs mindert damit den Elektroenergiebedarf (Tabelle 3.8).

Tabelle 3.8: Stromverbrauch für die Belüftung

Parameter	Einheit	Größenklasse 5		Größenklasse 4a	
		A-1	A-4	a-1	a-4
Elektroenergiebedarf	[kWh/(E a)]	11,4	8,9	15,1	8,9
Sauerstoffbedarf	[mg CSB/l]	24,0	18,8	34,1	20,1
Einsparpotenzial	[%]	-	22	-	41

Blockheizkraftwert (BHKW)

Betrachtet wird die konventionelle Verstromung des Klärgases in Blockheizkraftwerken (BHKW) ohne zusätzliche Nachverstromung von Überschusswärme durch ORC-Anlagen oder ähnliche Verfahren.

Wärmebedarf Kläranlage (Faulung und Betriebsgebäude)

Die Berechnung des Wärmebedarfs der Faulung erfolgt auf Grundlage von Jahresmittelwerten. Ein mögliches Wärmedefizit im Winter wird nicht berücksichtigt. Für den Wärmebedarf der Betriebsgebäude werden im Sommer $0,2 \text{ kWh}_{\text{therm}}/(\text{E a})$, im Winter $0,8 \text{ kWh}_{\text{therm}}/(\text{E a})$ angenommen.

Energiegehalt im Abwasser – Umrechnung CSB in Heizwert

Unter Zugrundlegung einer spezifischen Gasentstehung von $0,35 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg CSB}_{\text{abgebaut}}$ und eines Heizwertes von $10 \text{ kWh}/\text{Nm}^3$ für Methan, ergibt sich ein CSB-spezifischer Heizwert von $3,5 \text{ kWh}/\text{kg CSB}_{\text{abgebaut}}$. Ohne Berücksichtigung des tatsächlichen CSB-Abbaus ergibt dies ein Energiepotenzial von rd. $153 \text{ kWh}/(\text{E a})$.

Heizwert

Ausgehend von einem spezifischen Heizwert von $3,5 \text{ kWh}/\text{kg CSB}$ kann der Heizwert von Organik für verschiedene CSB/oTS-Verhältnisse berechnet werden (Tabelle 3.9). Infolge der Abbauprozesse im Belebungsbecken ergeben sich unterschiedliche CSB/oTS-Verhältnisse für den Ist-Zustand und die HOKB-Varianten. Bei Gegenüberstellung mit Literaturwerten (Tabelle 2.20) zeigt sich, dass die bilanzierten Werte im unteren Bereich angesiedelt sind (Tabelle 3.10).

Tabelle 3.9: Heizwerte für Organik in Abhängigkeit vom CSB/oTS-Verhältnis ($H_{u,CSB}$ = 3,5 kWh/kg CSB)

CSB/oTS-Verhältnis [g CSB/g oTS]	Heizwert $H_{u,oTS}$	
	[kWh/kg oTS]	[MJ/kg oTS]
2,0	7,0	25,1
1,9	6,6	23,9
1,8	6,3	22,6
1,7	5,9	21,4
1,6	5,6	20,1
1,5	5,2	18,8
1,4	4,9	17,6

Der in der Langzeitversuchsreihe beobachtete Unterschied im Heizwert der organischen Bestandteile (GV), der durch den Einsatz von Fällmitteln entsteht und auf einen höheren Energiegehalt der mitgefällten kolloidalen Bestandteile hinweist (Abbildung 2-8), wird mit dem gewählten Modellansatz nicht abgebildet.

Um den beschriebenen Effekt im Bilanzmodell berücksichtigen zu können, wäre eine Fraktionierung der Feststoffe im Zulauf in partikuläre und kolloidale Anteile mit jeweils unterschiedlichen Energiegehalten erforderlich. Zur Bewertung des Einflusses unterschiedlicher Heizwerte erfolgt im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse die Berechnung der Energiebilanz zusätzlich mit einem Heizwert von 21 und 22 MJ/kg GV.

Tabelle 3.10: CSB/oTS-Verhältnisse und sich daraus ergebende Heizwerte

Parameter	Einheit	Größenklasse 5			Größenklasse 4a		
		A-1	A-2	A-4	a-1	a-2	a-4
		Ist	0%	10%	Ist	0%	10%
CSB/oTS-Verhältnis ohne Aktivkohle	[g CSB/g oTS]	1,62	1,66	1,78	1,62	1,66	1,78
Heizwert Organik ohne Aktivkohle	[MJ/kg GV]	20,3	20,9	22,3	20,3	20,9	22,3
CSB/oTS-Verhältnis mit Aktivkohle	[g CSB/g oTS]	1,62	1,66	1,66	1,62	1,66	1,66
Heizwert Organik mit Aktivkohle	[MJ/kg GV]	20,3	20,9	20,8	20,3	20,9	20,8

Energiebilanz Monoklärschlammverbrennung

Die Erstellung der Energiebilanz für die Monoklärschlammverbrennung erfolgt in Anlehnung an das DWA-M 386 sowie auf Basis des Erfahrungsaustausches mit der *Kommunalen Nährstoffrückgewinnung Niedersachsen* (KNRN). Der Bilanzierung wird eine Monoklärschlammverbrennungsanlage zugrunde gelegt, die als Verbundanlage Klärschlamm aus unterschiedlichen Kläranlagen annimmt und über freie Kapazitäten verfügt.

Bestandteil der Monoklärschlammverbrennungsanlage ist eine vorgelagerte Schlamm-trocknung, aus der teilgetrockneter Klärschlamm in die Verbrennungsanlage gefördert wird. Für eine eigenständige Verbrennung sollte der Klärschlamm einen Heizwert von 3,5

bis 4,5 MJ/kg aufweisen. Der erforderliche Trocknungsgrad liegt im Bereich von 45 %. Einflüsse bestehen durch Glühverlust und Heizwert des entwässerten Klärschlammes.

Die anfallende Wärme wird für den Betrieb einer Dampfturbine genutzt. Der elektrische Wirkungsgrad der Turbine ist vom benötigten Energieinhalt (Druck und Temperatur) im Dampfstrom nach der Turbine abhängig. In der vorliegenden Bilanzierung wird von einem Betriebskonzept ausgegangen, bei dem die erzeugte Wärme für die Trocknung oder zur Einspeisung in ein Fernwärmenetz genutzt wird. Daher werden höhere Temperaturen am Ausgang der Turbine benötigt, was zu einer Minderung des elektrischen Wirkungsgrades führt. In der Bilanzierung wird von einem elektrischen Wirkungsgrad von 15 % ausgegangen. Dies liegt im unteren Bereich der im DWA-M 368 mit 14 bis 22 % angegebenen Wirkungsgrade. Im Wirkungsgrad enthalten sind Feuerungs- und Kesselwirkungsgrad, Turbinenwirkungsgrad, mechanischer Wirkungsgrad, Generatorwirkungsgrad. In der Bilanzierung wird ein Gesamtwirkungsgrad von 80 % angenommen. Dies entspricht einem thermischen Wirkungsgrad von 65 % am Ausgang der Turbine.

Der Eigenbedarf an Elektroenergie liegt für die Klärschlammverbrennungsanlage ohne Berücksichtigung der Schlamm Trocknung bei 30 %, bezogen auf die erzeugte Elektroenergie. Die Vergleichsangaben aus dem DWA-M 386 sind mit 25 % etwas geringer. Der Energiebedarf für die Trocknung wird im Wesentlichen durch den Energiebedarf für die Verdampfung des Wassers geprägt ($0,05 \text{ kWh}_{\text{el}}/\text{kg H}_2\text{O}$).

3.3.3 Kosten Betriebsmittel und Entsorgung

Auf Basis der Stoff- und Energiebilanzen können Kosten für die Betriebsmittel Strom, Fällmittel, Flockungshilfsmittel sowie für die Entsorgung berechnet werden. Es handelt sich dabei um eine Abschätzung auf Basis von Erfahrungswerten (Tabelle 3.11). Die spezifischen Kosten für Fällmittel und Aktivkohle werden für die GK5 geringer als für GK4 angenommen. Die Kosten werden zur Bewertung als spezifische Kosten in ct/m³ ausgewiesen. Als Bezugsgröße dient der Schmutzwasseranfall, der mit 120 L/(E d) angesetzt wird.

Tabelle 3.11: Spezifische Bruttokosten für Betriebsmittel und Entsorgung

Bezeichnung	Einheit	GK5	GK4a
Pulveraktivkohle	[EUR/t]	3.500	4.000
Fällmittel	[EUR/t]	300	400
Polymer	[EUR/t]	2.400	2.800
Fremdbezug Wärme	[EUR/kWh _{therm.}]	15	15
Strombezug	[EUR/kWh _{el}]	30	30
Entsorgungskosten Monoklärschlammverbrennung	[EUR/t OS]	140	150
Entsorgungskosten Landwirtschaft	[EUR/t OS]	-	70

Polymermenge

Für die Schlammeindickung und -entwässerung wird Flüssigpolymer mit einer Wirksubstanz von 50 % eingesetzt.

Fällmittel

Als Fällmittel wird Eisen(III)-chlorid entsprechend den Ergebnissen der Laborversuche mit 136 kg Fe⁺/t eingesetzt.

Fremdbezug Wärme für Betriebsgebäude

Die für die Heizung der Betriebsgebäude benötigte Wärme wird entweder aus der Abwärme der BHKWs oder über Fremdbezug (Heizkessel) gedeckt. Für den Fremdbezug, bspw. durch Erdgas, werden spezifische Kosten von 15 ct/kWh angesetzt.

Entsorgungskosten

Es wird davon ausgegangen, dass die spezifischen Entsorgungskosten für die thermische Verwertung bei einer Kläranlage der GK4a höher ausfallen als bei einer Kläranlage der GK5.

3.3.4 Kohlendioxid-Emissionen

Zur Erstellung der CO₂-Bilanz wurden relevante Input- und Outputströme erfasst und das Global Warming Potential (GWP) in Form von CO₂-Äquivalenten (kg CO₂e) berechnet. Dabei wurden CH₄-Emissionen, Strombezug und Klärschlammtransport berücksichtigt. Die Umrechnung von Methan in GWP erfolgt für das GWP₁₀₀ (AR6 2021-23) mit 27 kg CO₂e/kg CH₄ [ZIEGLER ET AL., 2024].

Methanemissionen

Methanemissionen auf Kläranlagen schwanken verfahrensabhängig. Die für einzelne Verfahrensschritte in der Literatur verfügbaren Daten (vgl. PARRAVICINI UND SVARDAL, 2015; SCHAUM, 2016) unterscheiden sich teils erheblich (Tabelle 3.12). Im gesamten Bereich der

Schlammbehandlung, inkl. Vorklärbecken können Methanemissionen in Höhe von rd. 340 g CH₄/(E a) entstehen [PARRAVICINI UND SVARDAL, 2015]. Die Literaturdaten wurden zur Ermittlung der Methanemissionen im Ausgangszustand (Variante A1) und für Variante A4 genutzt. Die bei der Schlamm Lagerung entstehenden Methanemissionen sind von der Lagerungszeit abhängig (Tabelle 3.13) [SCHAUM, 2016]. Für die Berechnungen wurde eine Lagerzeit von 2 Tagen angesetzt.

Tabelle 3.12: Methanemissionen ausgewählter Verfahrensschritte auf Kläranlagen

Prozessschritt	PARRAVICINI & SVARDAL (2015) [g CH ₄ /(E a)]	SCHAUM (2016) [g CH ₄ /(E a)]	Option A1 Ist-Zustand [g CH ₄ /(E a)]	Option A4 10% [g CH ₄ /(E a)]
Vorklärbecken	40	k. A.	20	20
Standeindicker	30	k. A.	15	15
Verlust aus Faulbehälter (gel. Methan)	130	16	15	0
Vorlagebehälter Entwässerung (Restgas)	60	87 ¹⁾	78	0
Schlamm entwässerung	10	k. A.	5	0
Methanschlupf bei Faulgasverstromung	50 ²⁾	28 ³⁾	34	0
Klärschlamm Lagerung	20	k. A.	50	31
Summe	340	-	218	66

¹⁾ Abhängig von der Lagerdauer Wert bei 2 Tagen Lagerdauer (Vgl. Tabelle 3.13)

²⁾ Methanschlupf mit 1,5 %

³⁾ Methanschlupf mit 1 %

Tabelle 3.13: Mittleres Restgaspotential in Abhängigkeit der Lagerzeit im Faulschlammspeicher [SCHAUM, 2016]

Restgaspotential	Schlamm Lagerungsdauer [d]				
	1	2	3	4	5
[NL CH ₄ /kg oTM _{zu}]	9	15	20	23	26
[g CH ₄ /(E a)]	52	87	116	133	151

Bei der heizwertorientierten Klärschlammbehandlung wird Rohschlamm gelagert. Das bei der Lagerung von entwässertem Rohschlamm bestehende Gaspotential wurde in Laborversuchen (Versuchsreihe V9-4) bestimmt (Tabelle 9.6). Dabei traten im Vergleich zur Lagerung von anaerob stabilisiertem Klärschlamm deutlich geringere Methanemissionen auf.

Zur Bilanzierung wurde die Annahme getroffen, dass die Methanemissionen bei der Rohschlamm Lagerung einem Viertel der bei der Lagerung von anaerob stabilisiertem Klärschlamm entstehenden Emissionen entsprechen.

Strombezug

Die aus dem Strombezug resultierenden Kohlendioxidemissionen werden mit dem deutschen Strommix berechnet. Im Jahr 2023 lagen die Kohlendioxidemissionen bei

380 g CO₂/kWh [STATISTA, 2024]. Der Bilanz wird ein geringerer Wert von 350 g CO₂/kWh zugrunde gelegt.

Klärschlammtransport

Als Transportweg zur Klärschlammverbrennungsanlage wird eine Entfernung von 150 km angenommen. Die beim Transport anfallenden CO₂-Emissionen liegen im Bereich von 121 g CO₂/t km [RENAULT TRUCKS, 2024] bis 170 g CO₂/t km [PARRAVICINI & SVARDAL, 2015]. In der Bilanzierung wird mit 145 g CO₂/t km gerechnet.

3.4 Ergebnisse

Die Umstellung des Anlagenbetriebs auf HOKB führt zu einer erheblichen Verringerung des Belebungsbeckenvolumens, zur Senkung der zu denitrifizierenden Stickstofffracht, zur Steigerung des Klärschlammanfalls und damit zur Erhöhung der thermisch verwertbaren Fracht. Eine Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse ist in Tabelle 3.14 enthalten. Die dafür genutzten CSB- und Energiebilanzen sind in den Anhängen 10.5 und 10.6 dargestellt.

Für Größenklasse 5 sinkt die Belebungsbeckengröße ohne Aktivkohledosierung im Vergleich zum Ausgangszustand auf rd. die Hälfte, mit Aktivkohledosierung (10 % Kohleanteil) sinkt sie um rd. ein Viertel. Die Umstellung von Variante 1 auf HOKB (Variante A4) verringert die zu denitrifizierende Stickstofffracht durch den Wegfall der Faulung von 8,2 auf 6,3 g N/(E d) (Tabelle 3.14). In allen Varianten für GK 5 (Varianten A) ist der Denitrifikationsanteil nahezu gleich (V_D/V_{BB} : 0,53 – 0,55). Die zu entsorgende Klärschlammmenge steigt abhängig von der Kohledosierung und infolge der fehlenden anaeroben Stabilisierung um 50 bis 70 %. Die für die thermische Verwertung zur Verfügung stehende einwohnerspezifische CSB-Fracht steigt mit Aktivkohledosierung um bis zu 210 %, wobei ein Teil auf die Aktivkohledosierung zurückzuführen ist. Ohne Aktivkohleeinsatz (Variante A2) liegt die Steigerung bei 154 %.

Für Größenklasse 4a sinkt das benötigte Belebungsbeckenvolumen im Vergleich zum Ist-Zustand auf rd. ein Viertel ohne Aktivkohledosierung und auf rd. 40 % mit Aktivkohledosierung. Das V_D/V_{BB} -Verhältnis steigt von 0,3 auf 0,6, wobei es für die Varianten mit anaerober Stabilisierung und HOKB gleich ist.

Der Bedarf an Elektroenergie sinkt bei allen HOKB-Varianten. Für GK5 sinkt der Elektroenergiebedarf um 16 %, für GK4a um 26 % (Anhang 10.6). Da die Eigenstromerzeugung entfällt, muss der gesamte Anlagenbetrieb mit Fremdstrom erfolgen. Im Vergleich zur Klärgasverstromung ist der elektrische Wirkungsgrad bei der Stromerzeugung mit Dampfturbinen geringer, so dass bei den HOKB-Varianten in der Gesamtbilanz weniger Elektroenergie erzeugt werden kann als bei Varianten mit anaerober Stabilisierung (Varianten A1 und a2). Dafür steht bei den HOKB-Varianten wesentlich mehr Wärme zur Verfügung.

Das Energiepotenzial des Klärschlammes ist bei den HOKB-Varianten höher als im Ausgangszustand oder bei Umstellung auf anaerobe Stabilisierung. Gegenüber dem Ausgangszustand ist die Energiebilanz (thermische Energie + Elektroenergie) in den HOKB-Varianten positiv, selbst dann, wenn keine Kohle dosiert wird (Varianten A2 und a3, Abbildung 3-6).

Tabelle 3.14: Ausgewählte Ergebnisse der Bilanzierung

Parameter	Einheit	Größenklasse 5				Größenklasse 4a					
		A1 Ist	A2 0%	A3 5%	A4 10%	a1 Ist	a2 ana	a3 0%	a4 5%	a5 10%	a6 10%TRK
Denitrifikationsanteil	[-]	0,53	0,55	0,55	0,55	0,34	0,59	0,61	0,61	0,61	0,61
Deni. Stickstoffmenge	[g N/(E d)]	8,2	6,3	6,3	6,3	6,5	7,5	5,7	5,7	5,7	5,7
Wirkungsgrad CSB	[%]	35	54	54	54	0	35	54	54	54	54
Gesamtschlammalter	[d]	14,9	15,4	15,6	15,4	30,3	23,2	24,1	24,1	24,1	24,1
Größe BB zur Bemessung ¹⁾	[%]	96%	54%	65%	76%	99%	48%	26%	32%	39%	39%
Primärschlamm	[g TS/(E d)]	32,0	53,0	53,0	53,0	0,0	32,0	53,0	53,0	53,0	53,0
Überschussschlamm	[g TS/(E d)]	34,9	19,0	22,7	26,9	50,6	32,6	17,1	20,9	25,0	25,0
Mischschlamm	[g TS/(E d)]	67,0	72,0	75,7	79,9	50,6	64,6	70,1	73,8	78,0	78,0
Polymermenge	[g TS/(E d)]	0,4	0,6	0,6	0,7	0,3	0,3	0,4	0,5	0,5	0,5
Klärschlamm	[g TS/(E d)]	44,6	72,6	76,3	80,6	50,9	43,8	70,5	74,3	78,5	67,9
Aktivkohle	[g TS/(E d)]	-	-	3,8	7,9	-	-	-	3,8	7,9	7,9
Kohleanteil	[%]	-	-	4,9	9,8	-	-	-	5,1	10,1	11,7
Aktivkohledosierung	[mg PAK/l]	-	-	4,9	9,8	-	-	-	5,1	10,1	11,7
Organik im Klärschlamm	[g TS/(E d)]	20,1	49,9	53,3	57,0	27,3	19,8	48,3	51,7	55,4	45,7
Glühverlust Klärschlamm	[%]	45,2	68,8	69,8	70,8	53,6	45,2	68,5	69,6	70,6	67,3
Organik in Aktivkohle	[g TS/(E d)]	-	-	3,4	7,1	-	-	-	3,4	7,1	7,1
P-Gehalt	[g P/kg TM]	38,3	23,8	22,8	21,9	31,1	36,3	22,8	21,8	20,9	20,9
Feuerungswärmeleistung oTM	[kWh/(E a)]	42	106	117	130	55	41	103	114	126	106
Heizwert Rohschlamm	[MJ/kg OS]	0,8	2,6	2,8	3,1	1,0	0,6	2,3	2,5	2,7	10,9
Heizwert Klärschlamm GV	[MJ/kg GV]	20,4	20,9	21,7	22,4	19,8	20,3	20,9	21,7	22,5	22,8
TR vor WSO	[%]	59	41	39	38	53	59	41	40	38	75
Strombedarf Kläranlage	[kWh _{el} /(E a)]	30,0	25,3	25,4	25,6	37,0	31,7	26,8	27,1	27,2	30,2
Stromerzeugung Kläranlage	[kWh _{el} /(E a)]	18,7	0,0	0,0	0,0	0,0	15,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Strombezug Kläranlage	[kWh _{el} /(E a)]	11,3	25,3	25,4	25,6	37,0	16,0	26,8	27,1	27,2	30,2
Stromerzeugung Verbrennung	[kWh _{el} /(E a)]	5,1	12,0	13,2	14,6	6,6	5,0	11,7	12,9	14,2	15,0
Stromabgabe Verbrennung	[kWh _{el} /(E a)]	2,07	7,2	8,1	9,2	2,8	1,8	6,7	7,6	8,6	10,5
Energiebilanz elektrisch	[kWh _{el} /(E a)]	-9,2	-18,1	-17,3	-16,4	-34,2	-14,2	-20,1	-19,5	-18,6	-19,7
Energiebilanz thermisch	[kWh _{th} /(E a)]	0,8	34,3	40,7	47,8	1,9	-2,4	28,8	35,0	41,8	64,1
Energiebilanz th. + el.	[kWh/(E a)]	-8,4	16,2	23,4	31,4	-32,4	-16,6	8,7	15,5	23,2	44,5
Vergleich mit Stand.	[kWh/(E a)]	-	+24,6	+31,8	+39,8	-	+15,8	+41,1	+47,9	+55,6	+76,8
Trockenmasse	[t TM/a]	1.627	2.649	2.787	2.941	558	479	772	814	859	744
Vergleich mit Stand.	[%]	-	+63%	+71%	+81%	-	-14%	+38%	+46%	+54%	+33%
Entwässerungsgrad	[%]	28	30	30	30	26	26	28	28	28	75
Klärschlammmenge OS	[t OS/a]	5.812	8.831	9.288	9.805	2.145	1.843	2.758	2.906	3.070	991
Vergleich mit Stand.	[%]	-	+52%	+60%	+69%	-	-14%	+29%	+35%	+43%	-54%
Entsorgungskosten (brutto)	[€/t OS]	140	140	140	140	70	150	150	150	150	150
Spezif. Entsorgungskosten	[ct/m ³]	18,6	28,2	29,7	31,3	11,4	21,0	31,5	33,2	35,0	11,3
Aktivkohle	[ct/m ³]	0,0	0,0	11,1	23,3	0,0	0,0	0,0	11,1	23,3	23,3
Strombezug	[ct/m ³]	7,7	17,3	17,4	17,6	25,3	11,0	18,4	18,6	18,6	20,7
Sonst. Betriebsmittel ²⁾	[ct/m ³]	7,0	8,2	8,4	8,5	7,0	8,3	9,1	9,2	9,3	9,3
Betriebsmittel & Entsorgung	[ct/m ³]	33,4	53,7	66,5	80,7	43,8	40,4	58,9	72,0	86,3	64,6
Vergleich mit Stand.	[ct/m ³]	-	+20,4	+33,1	+47,3	-	-3,4	+15,1	+28,2	+42,5	+20,8
Methan-Emissionen	[g CO _{2eq} /(E a)]	18.650	5.690	5.680	5.690	0	14.840	2.600	2.600	2.600	2.600
Strombezug Kläranlage	[g CO _{2eq} /(E a)]	3.950	8.870	8.950	9.000	12.940	5.610	9.470	9.640	9.600	9.600
Transport zur Verbrennung ³⁾	[g CO _{2eq} /(E a)]	2.130	3.270	3.210	3.490	2.430	2.090	3.290	3.330	3.500	3.510
CO ₂ -Äquivalente	[g CO _{2eq} /(E a)]	24.730	17.830	17.840	18.180	15.370	22.540	15.360	15.570	15.700	15.710
Vergleich mit Stand.	[%]	-	-28%	-28%	-26%	-	47%	0%	1%	2%	2%

¹⁾ Enthält zusätzlich Feststoff aus Polymerdosierung

²⁾ Polymer; Fällmittel; Externer Wärmebezug

³⁾ Entfernung zur Verbrennung 150 km

Energiebilanz für eine Kläranlage der GK5

Bei Umstellung einer Kläranlage der GK5 auf HOKB entfallen Eigenstromerzeugung und Eigenwärmeproduktion (Variante A4, Abbildung 3-5). Allerdings wird durch die thermische Verwertung Energie erzeugt, die mit dem Energiebedarf der Kläranlage zu verrechnen ist.

Nach der biologischen Behandlung liegt das Energiepotenzial der Organik bei 130 kWh/(E a) ($\Sigma = E_{\text{Abwasser}} + E_{\text{Aktivkohle}} + E_{\text{Polymer}} - E_{\text{Atmung}} - E_{\text{Ablauf}}$). Das im Schlamm enthaltene Wasser reduziert das nutzbare Energiepotential um 46,5 kWh/(E a) auf 83 kWh/(E a) mit einem Heizwert von 3,1 MJ/kg OS. Nach der Teiltrocknung liegt das für die Verbrennung nutzbare Energiepotenzial bei 97,1 kWh/(E a) mit einem Heizwert der Originalsubstanz von 4,5 MJ/kg OS.

Bei zur Energieerzeugung während der thermischen Verwertung eingesetzten Dampfturbinen wird der wesentliche Teil des Energiepotenzials in Nutzwärme zur Abgabe an externe Verbraucher umgewandelt (48,8 kWh/(E a)) und nur ein geringer Teil in Elektroenergie (14,6 kWh/(E a), davon 5,4 kWh/(E a) zur Deckung des Eigenbedarfs, vgl. Abschnitt 3.3.2). Der Strombedarf für die Abwasserbehandlung liegt nach Anrechnung des während der thermischen Verwertung erzeugten Stroms bei 16,5 kWh/(E a). Dem gegenüber steht ein in der Klärschlammverwertung zentral erzeugter Wärmeüberschuss von 48,8 kWh_{therm.}/(E a), der bspw. in Wärmenetze eingespeist werden kann.

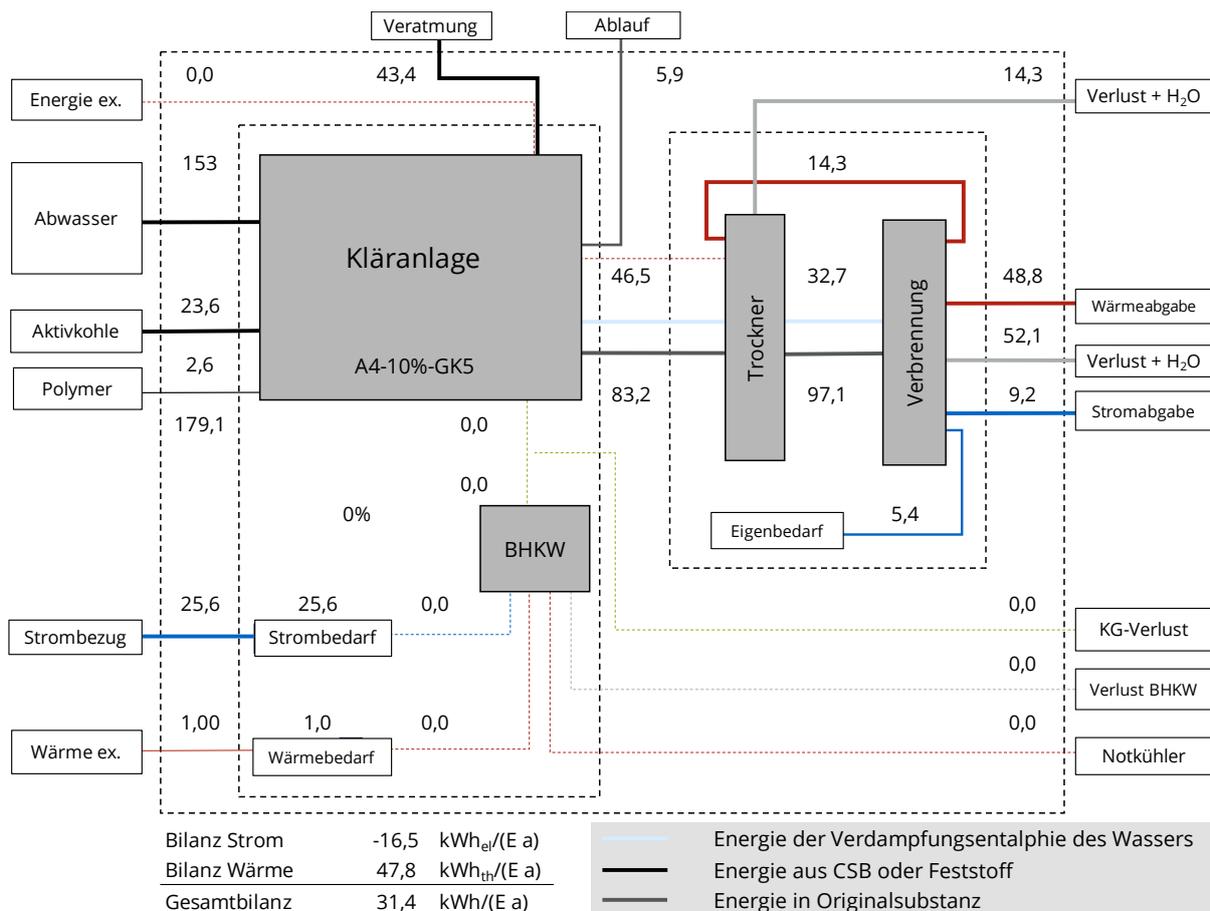


Abbildung 3-5: Energiebilanz für Variante A4 (HOKB, 10 % Kohleanteil im Klärschlamm)

Die HOKB führt für GK5 und GK4a zu einer deutlichen Erhöhung der nutzbaren thermischen Energie. Im Gegenzug sinkt der Strombedarf. Allerdings steigt der externe Strombezug deutlich, für das vorgestellte Beispiel um rd. 50 %.

Das höchste Energiepotenzial wird beim Einsatz solarer Trocknungsverfahren (Variante a6) erreicht, da die Wasserverdampfung auf natürlichem Weg erfolgt. Allerdings kann der Elektroenergiebedarf durch den Betrieb von Lüftungsanlagen in den Trocknungshallen steigen.

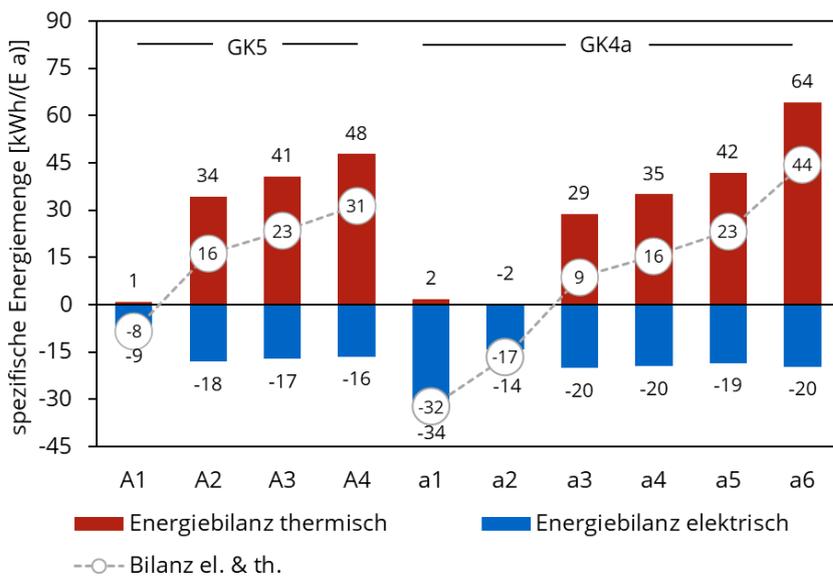


Abbildung 3-6: Energiebilanzen im Vergleich

Durch den erhöhten Fremdstrombezug, die größere Klärschlammmenge, den Fällmittelbedarf und den Aktivkohleeinsatz steigen Betriebs- und Entsorgungskosten (Abbildung 3-7). Für Variante A4 (GK 5) steigen bspw. die Kosten um 47,3 ct/m³ im Vergleich zum Ausgangszustand. Davon entfällt etwa die Hälfte auf die Aktivkohle.

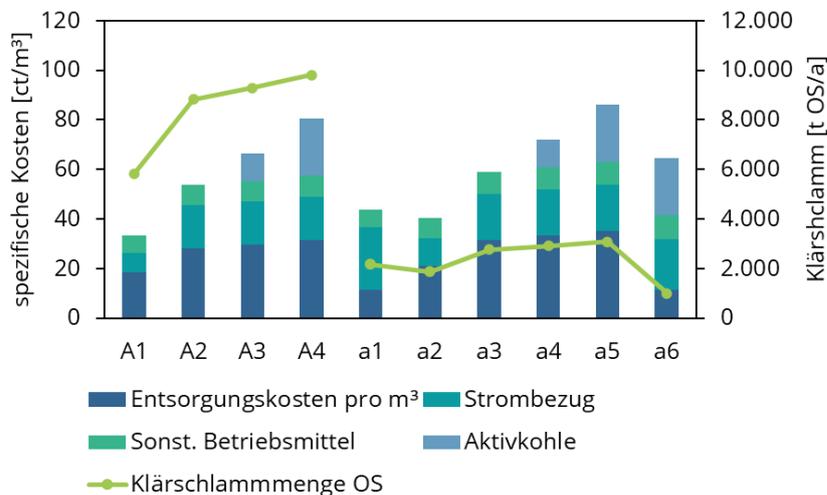


Abbildung 3-7: Spezifische Kosten (bezogen auf den Schmutzwasseranfall)

Für Anlagen mit Schlammfäulung der GK5 führt die Umstellung auf HOKB zu einer deutlichen Verringerung ungefasster Methanemissionen und damit zur Minderung der damit verbundenen CO₂-Äquivalente (Abbildung 3-8). Durch die Erhöhung des Fremdstrombezugs steigen aufgrund des angesetzten Energiemixes (Abschnitt 3.3.2) die CO₂-Emissionen bei der Energieerzeugung. Mit zunehmendem Einsatz regenerativer Energiequellen sinkt der damit verbundene CO₂-Ausstoß zukünftig.

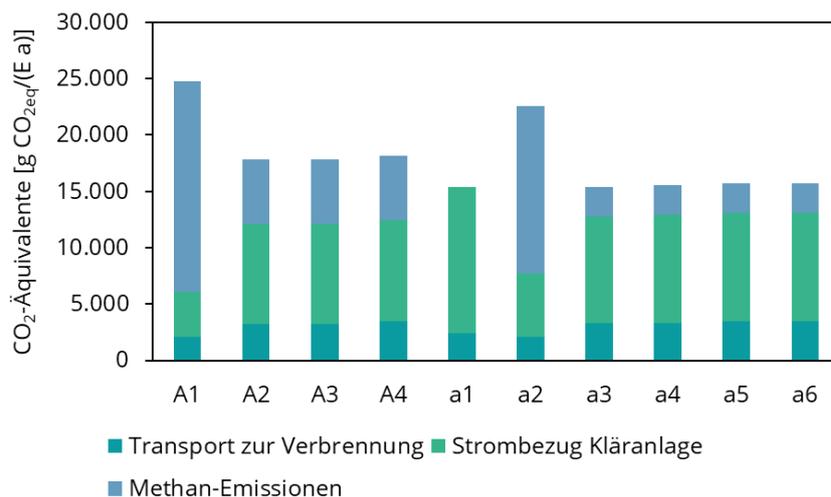


Abbildung 3-8: CO₂-Äquivalente (Variante a1 ohne Berücksichtigung der Methanemissionen)

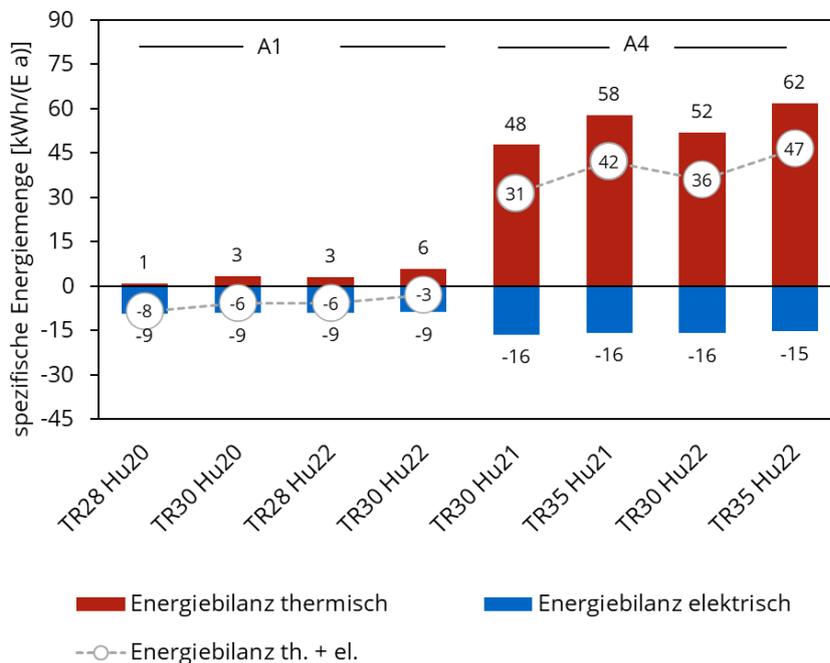


Abbildung 3-9: Sensitivitätsanalyse (TR-Gehalt in [%], Heizwert H_u in [MJ/kg GV])

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wurde untersucht, wie sich Heizwert und Feststoffgehalt auf die Energiebilanzen auswirken (Abbildung 3-9). Dazu wurde der TR-Gehalt für Variante A1 (anaerobe Stabilisierung) auf 30 % und für Variante A4 (HOKB mit 10 % Kohlean-

teil im KS) auf 35 % erhöht. Der Heizwert wurde für beide Varianten mit 22 MJ/kg GV angesetzt, d. h. etwas höher als in den ursprünglichen Varianten (A1: $H_U = 20$ MJ/kg GV, A4: $H_U = 21$ MJ/kg GV). Wesentliche Auswirkungen waren nur für die Wärmebilanz nachweisbar. Dabei spielt das Entwässerungsergebnis eine größere Rolle als die vorgenommene geringfügige Steigerung des Heizwertes. Hohe Feststoffgehalte wirken sich positiv auf die Wärmebilanz aus.

4 Zusammenfassende Bewertung

4.1 Verfahrensführung

Von den untersuchten Kohlen (Braunkohle, Pflanzkohle, Aktivkohle, Pyrolysekoks) hat sich Aktivkohle als am effektivsten erwiesen. Ursprünglich sollte Aktivkohle nicht im Fokus des Projektes stehen, allerdings machten die Ergebnisse eine entsprechende Anpassung des Versuchsplans erforderlich.

Grundsätzlich spielt die Kohle in den untersuchten Konzentrationsbereichen für die CSB-Elimination eine geringere Rolle als dem Kohlebreiverfahren nach zu erwarten gewesen wäre. Einen wesentlich größeren Einfluss haben die dosierten Fällungs- und Flockungshilfsmittel, die z. T. auch beim Kohlebreiverfahren zum Einsatz kamen. Die Intensivierung der Vorklärung erfolgt daher analog wie bei den bekannten CEPT-Verfahren. Im Unterschied dazu wird der höhere Primärschlammfall nicht zur Erhöhung der Biogasproduktion eingesetzt, sondern als heizwertreiches Substrat in der thermischen Verwertung. Die Dosierung von Aktivkohle dient der zeitweiligen Unterdrückung von Geruchsemissionen bei der Lagerung von entwässertem Rohschlamm.

Die HOKB hat den Vorteil, dass Schlammfäulung und Stickstoffrückbelastung entfallen. Dadurch sinkt der Bedarf an leicht abbaubarem CSB für die Denitrifikation, so dass mehr CSB in der Vorklärung eliminiert werden kann, ohne dass negative Auswirkungen auf den Anlagenbetrieb auftreten.

Zur Nutzung von Synergieeffekten ist es sinnvoll, die HOKB mit der vierten Reinigungsstufe zur Elimination von Spurenstoffen zu kombinieren. Daraus ergibt sich folgende Verfahrenskette:

- Erweiterte Vorklärung durch Dosierung von Fällmitteln (CEPT),
- Aktivkohledosierung in die Belebung,
- Gemeinsame Eindickung von Primär- und Überschussschlamm,
- Schlamm entwässerung,
- Thermische Schlammverwertung.

Damit ist eine einfache Implementierung der HOKB in Anlagen, die über eine Aktivkohledosierung zur Spurenstoffelimination verfügen, möglich. Da die Kohle in das Belebungsbecken dosiert wird, hat sie nahezu keinen Einfluss auf die CSB-Elimination. Inwieweit die Spurenstoffelimination die Möglichkeit zur Geruchsminderung beeinflusst, ist noch zu untersuchen, ebenso die erforderliche Dosiermenge.

Das HOKB-Konzept kann sowohl auf mittleren als auch auf großen Kläranlagen realisiert werden, bspw. zur Sanierung von Anlagen mit überlasteter biologischer Behandlungsstufe oder als Ersatzinvestition auf Anlagen, bei denen erhebliche Bereiche der anaeroben Schlammbehandlung saniert werden müssen.

Das Einsparpotenzial der heizwertorientierten Klärschlammbehandlung ergibt sich durch die Verringerung:

- des erforderlichen biologisch wirksamen Behandlungsvolumens infolge der verstärkten CSB-Ausschleusung über die Vorklärung,
- der zu nitrifizierenden Frachten durch die fehlende Rückbelastung aus Faulungsanlagen (Dem gegenüber stehen Aufwendungen zur Rauchgasentstickung bei thermischen Verwertungsanlagen.),
- des Schlammalters bei aeroben Schlammstabilisierungsanlagen auf das notwendige Schlammalter zur Nitrifikation.

4.2 Geruchsemissionen

Bei der anaeroben Schlammbehandlung treten zum Teil starke Geruchsemissionen auf. Dies ist im Einzelfall davon abhängig, ob Co-Substrate behandelt werden, welche Herkunft diese haben und unter welchen Betriebsbedingungen die Faulungsanlage betrieben wird. Zur Minderung von Geruchsemissionen stehen verschiedene Technologien zur Verfügung, bspw. die Photoionisation, die in Schlammbehandlungsanlagen von Kläranlagen bereits eingesetzt wird. Das Auftreten von Geruchsemissionen ist daher kein Ausschlusskriterium für die Umsetzung der HOKB.

Die Versuche haben gezeigt, dass Geruchsemissionen vor allem bei fließfähigen, d. h. eingedickten Schlämmen auftreten. Bei entwässerten, aktivkohlehaltigen Rohschlämmen treten bei kurzer Lagerung nur geringfügige Emissionen auf. Die Verdichtung des Schlammes verzögert offenbar schnelle Abbauprozesse. Die dosierte Aktivkohle führt zu einer Hemmung von Geruchsemissionen. Unklar ist, wie lange dieser Zustand hält.

Es wird aber davon ausgegangen, dass eine Lagerzeit von Schlämmen aus der HOKB von einer Woche praktikabel ist. Bei längerer Lagerzeit kommt es unausweichlich zu Geruchsemissionen. Eine offene Schlamm Lagerung über mehrere Wochen wird nicht empfohlen, da der Klärschlamm nicht stabilisiert ist.

Die durchgeführten Laborversuche haben orientierenden Charakter. Für eine Verifizierung sind Versuche im größeren Maßstab nötig. Dabei ist auch zu klären, wie sich im

Schlamm-speicher verbliebene (Impf-)Biomasse auf die Entstehung von Gerüchen auswirkt. Des Weiteren ist ein Bewirtschaftungskonzept zu erstellen, mit dem gewährleistet wird, dass angefallener Schlamm nach kurzer Zeit tatsächlich abtransportiert wird und keine Restmengen verbleiben. In diesem Rahmen ist auch die damit verbundene Methanentstehung und die Bildung explosionsfähiger Gemische sowie das daraus resultierende Treibhausgaspotenzial zu berücksichtigen.

4.3 Sektorkopplung

Infolge des geringeren elektrischen Wirkungsgrades von Dampfturbinen im Vergleich zu BHKW verringert sich bei der heizwertorientierten Klärschlammbehandlung die Elektroenergieerzeugung um rd. 50 %. Daher ist die aus der direkten Rohschlammverbrennung erzeugbare Elektroenergie gegenwärtig geringer als bei der Klärgasverwertung. Dies entspricht auch Literaturangaben (vgl. MÜNZMAY, 2020).

Allerdings vernachlässigt dies den Fakt, dass das Gesamtenergiepotenzial mit HOKB deutlich höher ist als bei der gegenwärtigen Vorzugslösung mit Faulung und Klärgasverstromung. Der größte Teil der Energie fällt allerdings als Wärme an. Da im Zuge der Wärmewende zunehmend kommunale Wärmenetze ausgebaut werden, steigt auch der Bedarf für die Wärmebereitstellung. Die Wärmebereitstellung aus der Klärschlammverbrennung ist ein Baustein der kommunalen Wärmeversorgung, der ganzjährig, gleichbleibend und damit berechenbar zur Verfügung steht. Der Fremdstrombedarf von Kläranlagen steigt zwar an, in der Gesamtbilanz wird der Energiegehalt aus Abwasser aber besser genutzt als in der gegenwärtigen Situation. Dazu ist es aber notwendig, vom Ziel der energieautarken Kläranlage abzurücken und die Kläranlage im Kontext von kommunaler Elektroenergie- und Wärmeerzeugung und deren Verbrauch zu betrachten.

Das Konzept zur HOKB ist nicht kurzfristig umsetzbar, da die bestehenden Anlagen noch Jahrzehnte betrieben werden und die Elektroenergieerzeugung aufgrund hoher Energiepreise und begrenzter Verfügbarkeit gegenwärtig besonders im Fokus steht. Wenn in Zukunft Strom aus regenerativen Energiequellen in ausreichender Menge zur Verfügung steht, dann wird die HOKB für eine Umsetzung interessanter werden.

Neben energetischen Aspekten spielt auch die Minderung ungefasster Methanemissionen aus der Klärschlammbehandlung eine Rolle sowie die Verringerung von Betriebspunkten auf Kläranlagen (Faulung, Gasreinigung, Gasverwertung). Der Fachkräftemangel

betrifft wie alle Wirtschaftsbereiche auch die Siedlungswasserwirtschaft. Die Vereinfachung der Technologie auf Kläranlagen senkt den Personalbedarf für Betrieb, Wartung und Instandsetzung, insbesondere in den genannten Bereichen.

Eine Herausforderung stellt die neue Kommunalabwasserrichtlinie dar, nach der Kläranlagen mit einer Ausbaugröße > 10.000 EW ab 2045 energieneutral zu betreiben sind. Es ist aber dessen ungeachtet sinnvoll, die kommunale Wasserversorgung, Abwasserentsorgung, Schlammverwertung, Stromerzeugung und Wärmeerzeugung als Verbund zu betrachten. Die isolierte Betrachtung der Bereiche ist nicht in jedem Fall zielführend, da einzelne durchoptimierte Komponenten zwar einen neuen Benchmark setzen, dabei aber die sektorübergreifenden Randbedingungen vernachlässigen können.

4.4 Klärschlammverwertung

Bei der HOKB ist die entstehende Schlammmasse aufgrund des geringeren oTS-Abbaus (fehlende Stabilisierung) höher als bei Anlagen mit aerober oder anaerober Stabilisierung. Damit sind die Phosphatkonzentrationen im entwässerten Schlamm zunächst geringer als in stabilisierten Schlämmen. Bezogen auf den mineralischen Anteil sind die Phosphatkonzentrationen von stabilisierten Schlämmen mit Schlämmen aus der HOKB nach der Verbrennung vergleichbar. Für die Phosphatrückgewinnung aus Klärschlammmasche hätte die HOKB demzufolge keinen negativen Einfluss. Eine Ausnahme bilden Verfahren mit nachgeschalteter Phosphatelimination.

Für Anlagen mit einer Ausbaugröße < 100.000 EW und ab 2031 mit einer Ausbaugröße < 50.000 EW ist eine stoffliche Verwertung in der Landwirtschaft prinzipiell möglich. Rohschlämme sind davon ausgenommen, d. h. HOKB-Schlämme dürfen nicht in der Landwirtschaft verwertet werden. Dies ist aber auch nicht Ziel des Verfahrens.

Die höheren Schlammengen durch HOKB führen zu höheren Entsorgungskosten, da für die Preisgestaltung ausschließlich die Menge entscheidend ist und nicht der Heizwert. Ein höherer Heizwert senkt den Aufwand für die Teiltrocknung, da für Schlämme mit höheren Heizwerten niedrigere Feststoffkonzentrationen benötigt werden als für Schlämme mit niedrigen Heizwerten.

Da bereits die bis zum Jahr 2029 erwartete Verbrennungskapazität nicht vollständig zur Deckung des prognostizierten Klärschlammmanfalls ausreicht [HEIDECHE UND SIX, 2024], wäre für einen breiten Einsatz der HOKB ein Ausbau der Verbrennungskapazität notwendig. In der gegenwärtigen Situation würde die HOKB die Situation verschärfen.

5 Fazit

Bisher ist der Fokus der Abwasserbehandlung auf den Inselbetrieb von Kläranlagen ausgerichtet. Dies spiegelt sich in Betriebs- und Energiekonzepten wieder. Da Schlämme zukünftig weitgehend thermisch verwertet werden, sind diese Konzepte zu überprüfen. Wenn als letzte Stufe der Abwasser- und Schlammbehandlung die thermische Klärschlammverwertung vorgesehen ist, sollte zur Vermeidung von gesamtenergetischen Wirkungsgradverlusten und zur Minderung des Betriebsaufwands die bisherige Linie der Abwasser- und Schlammbehandlung überdacht werden. Dabei sollten die Einsparung von Energie im Kläranlagenbereich und die Erhaltung von Energie im Klärschlamm Vorrang haben.

Mit dem Projekt wurde der Ansatz einer heizwertorientierten Klärschlammbehandlung (HOKB) verfolgt, bei der die Maximierung des nutzbaren Energiepotenzials von Klärschlamm im Vordergrund stand. Dabei lag der Fokus nicht auf dem Potenzial zur Erzeugung von Elektroenergie aus Klärgas, sondern auf dem Gesamtpotenzial an nutzbarer thermischer und elektrischer Energie. Bezogen auf das Gesamtsystem kommunale Wasser-, Energie- und Wärmewirtschaft hat die HOKB unzweifelhaft Vorteile, wenn sie Bestandteil eines integrierten Systems ist. Darüber hinaus kann sie mit der Spurenstoffelimination mit Aktivkohle kombiniert werden.

Für die thermische Verwertung von Klärschlamm in Monoverbrennungsanlagen spielt der Heizwert des Klärschlammes bisher keine Rolle. Für die Entsorgungskosten hätte eine heizwertorientierte Bewirtschaftung daher keine Vorteile, sondern würde infolge des höheren Klärschlammmanfalls zur Steigerung der Entsorgungskosten führen. Allerdings sinken Elektroenergie und Wärmebedarf (bei Wegfall anaerober Stabilisierungsanlagen) bei Umstellung des Kläranlagenbetriebs auf HOKB. Gleichzeitig entfallen die Betriebspunkte Schlammfäulung, Gasaufbereitung, Gasverwertung.

Da der Fremdbezug von Elektroenergie und Wärme zu höheren Kosten führt als die Eigenproduktion ist eine Realisierung der HOKB nur im Verbund der beteiligten Akteure aus Energieversorgung, Wasserversorgung, Abwasserbehandlung und thermischer Klärschlammbehandlung möglich. Aufgrund der damit verbundenen unterschiedlichen Interessen und Abhängigkeiten wird es allerdings im besten Fall nur schwierig werden, um zu einem Interessenausgleich zu kommen und eine im Sinne des Gesamtsystems gute Lösung zu schaffen.

Die Projektergebnisse basieren im Wesentlichen auf Laborversuchen. Weitere Untersuchungen, vor allem im größeren Maßstab, sind zur Verifizierung der Ergebnisse notwendig. In diesem Rahmen steht insbesondere die Frage nach der Lagerfähigkeit des Rohschlammes im Vordergrund. Die Laborversuche deuten auf eine gangbare Lösung hin. Dazu sind aber vertiefende Untersuchungen nötig, da dies der entscheidende Punkt für eine technische Umsetzung ist.

6 Öffentlichkeitsarbeit

Das Projekt wurde zu verschiedenen Anlässen bei mehreren Akteuren vorgestellt und diskutiert:

- 03.02.2023 Webmeeting zur Projektvorstellung bei der CARBUNA AG,
- 10.05.2023 Projektvorstellung zum Fakultätstag der Fakultät Umweltwissenschaften der TU Dresden,
- 10.07.2023 Projektvorstellung bei der Stadtentwässerung Hildesheim,
- 20.11.2023 Vorstellung der Zwischenergebnisse bei der Stadtentwässerung Hildesheim mit dem Vorsitzenden des DWA-Landesverbandes Nord sowie der Geschäftsführung der Kommunalen Nährstoffrückgewinnung Niedersachsen (KNRN),
- 27.09.2024 Projektvorstellung anlässlich der Mitgliederversammlung der Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der TU Dresden e.V.

Darüber hinaus wurden verschiedenen Organisationen und Firmen im Rahmen des fachlichen Austauschs kontaktiert u. a.:

- Berliner Wasserbetriebe,
- Brenntag GmbH,
- Cabot Norit GmbH,
- Freiburger Abwasserbeseitigung (Eigenbetrieb),
- Hiller GmbH,
- Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg,
- Stadt Öhringen, Kläranlage Öhringen.

Für das Jahr 2025 ist eine Präsentation der Projektergebnisse bei der Stadtentwässerung Hildesheim unter Beteiligung der Kommunalen Nährstoffrückgewinnung Niedersachsen (KNRN) vorgesehen.

Die Publikation der Projektergebnisse wird gegenwärtig vorbereitet.

Folgende studentische Abschlussarbeiten entstanden während des Projektes:

- Ledwa R. (2023). Kleintechnische Untersuchungen zur Stabilität von Primärschlamm-Kohlegemischen. Bachelorarbeit. Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft.
- Kling J., Büttner L., Ryssymbetova S., Hiess E. (2024). Bestimmung der Leistungsfähigkeit einer verbesserten Vorklärung in Kombination mit Kohle. Studienprojekt Wasserwirtschaft MWW07. Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft.

7 Literatur

- Abdel Fatah M.M.A., Al Bazed G.A. (2019). Chemically enhanced primary treatment of wastewater. *European Journal of Engineering and Technology Research*. **4**(4), 115–123.
<https://doi.org/10.24018/ejeng.2019.4.4.1252>.
- AbfklärV (2017). Klärschlammverordnung (AbfklärV) vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465), zuletzt geändert durch Artikel 137 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328).
- Al Bazed G.A., Abdel-Fatah, M.A. (2020). Correlation between operating parameters and removal efficiency for chemically enhanced primary treatment system of wastewater. *Bulletin of the National Research Centre* **44**, 107.
<https://doi.org/10.1186/s42269-020-00368-y>
- ATV (1996). ATV Handbuch Klärschlamm. 4. Auflage. Ernst & Sohn Verlag.
- Baten R. (1996). Verfahrenstechnische Aspekte der Verarbeitung von Klärschlamm. *awt – Abwassertechnik* **47**(2), 56-62.
- Dellbrügge R.M. (2021). Solare Klärschlamm-trocknung und Desinfektion. Technische Universität Braunschweig. Institut für Siedlungswasserwirtschaft. V Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Band 91.
<https://doi.org/10.24355/dbbs.084-202103080951-0>
- Dong T., Shewa W.A., Murray K., Dagnew M. (2019). Optimizing chemically enhanced primary treatment processes for simultaneous carbon redirection and phosphorus removal. *Water* **11**(3), 547.
<https://doi.org/10.3390/w11030547>
- DüMV (2012). Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV). Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305) geändert worden ist.
- Dunbar W.P. (1954). Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage. 3. Auflage. R. Oldenbourg Verlag, München.
- DWA (2013). 25. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- DWA (2018). 30. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. *KA Korrespondenz Abwasser* **65**(10) 885-892.
- DWA-A 131 (2016). Arbeitsblatt DWA-A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- DWA-A 198 (2022). Arbeitsblatt DWA-A 198 Entwurf: Ermittlung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Hennef.
- DWA A-202 (2011). Arbeitsblatt DWA-A 202: Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef 2011.
- DWA-M 230-1 (2022). Merkblatt DWA-M 230 Teil 1: Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung – Teil 1: Direkte Treibhausgasemissionen – Messen und Bewerten. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- DWA-M 230-2 (2022). Merkblatt DWA-M 230 Teil 2: Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung – Teil 2: Motivation und Vorgehen zur Erstellung von CO₂e-Bilanzen. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.

- DWA-M 363 (2022). Merkblatt DWA-M 363: Herkunft und Verwertung von Biogas. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- DWA-M 366 (2013). Merkblatt DWA-M 366: Maschinelle Schlammmentwässerung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- DWA-M 386 (2011). Merkblatt DWA-M 386: Thermische Behandlung von Klärschlämmen – Monoverbrennung. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- Exall K., Marsalek J. A. (2013). Coagulant survey for chemically enhanced primary treatment of synthetic CSOs. *Water, Air, & Soil Pollution* **224**, 1414.
<https://doi.org/10.1007/s11270-012-1414-z>
- Felgener G.W. und Faber W. (1992). Braunkohlenkoks als Hilfsmittel zur Schlammverbesserung, Adsorption organischer Schadstoffe und als Konditionierungsmittel bei einer Schlammverbrennung. *awt Abwassertechnik* **43**(2), 35-37.
- Felgener G.W., Schiffer H.P., Lenz U. (1999). Veredlungsprodukte der Braunkohle reinigen Abwasser. *wwt Wasserwirtschaft Wassertechnik* (4), 31-35.
- Fischer F. (1902). Das Wasser, seine Verwendung, Reinigung und Beurteilung mit besonderer Berücksichtigung der gewerblichen Abwässer und der Flussverunreinigung. 3. Auflage. Verlag von Julius Springer, Berlin.
- Frechen F.B. (1994). Durchführung von Abluftmessungen und Bestimmungen von Geruchsemissionen und -immissionen. Abluftemissionen aus kommunalen Abwasseranlagen. Erfassung, Vermeidung, Verminderung. ATV Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis, Band 33, S. 125-147. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), St. Augustin.
- GIRL (2006). Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL) i. d. F. des LAI vom 21. 9. 2004). Nds. MBl. Nr. 24/2006 S. 657.
- Heidecke P. und Six J. (2024). Aktueller Stand der Klärschlammverbrennungskapazitäten in Deutschland. *KA Korrespondenz Abwasser* **71**(10), 776-771.
- Hilliges R., Schriewer A., Wilderer P.A., Helmreich B. (2005). Entwicklung eines neuartigen Behandlungssystems für Straßenabläufe zur Einhaltung der EG-WRRL. 17. Fachtagung. Norddeutsche Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerentwicklung. TU Hamburg-Harburg. Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 51, S.49-59.
- Heindl A., Dobsław D. (2022). Methan bei der Lagerung und Trocknung von entwässertem Klärschlamm. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **69**(5), 415-425.
- Kaleß M. und Pinnekamp J. (2017). Energetische Aspekte der Kläranlage der Zukunft. 50. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 22.3.-24.3.2017, Aachen. RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft. Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 245, S.19/1-19/15.
- Kaleß M., Palmowski L., Pinnekamp J., Kink M., Heindl A. (2018). Energieeffiziente Abwasserreinigung durch Abwassersiebung. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **65**(3), 210-216.
- König J. (1899). Verunreinigung der Gewässer, deren schädliche Folgen sowie die Reinigung von Trink- und Schmutzwasser. 2. Auflage. Verlag von Julius Springer, Berlin.
- Kolkwitz R., Schmidtman A., Spitta O., Thumm K. (1911). Wasser und Abwasser. Die Hygiene der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. S. Hirzel Verlag, Leipzig.
- Ledwa R. (2023). Kleintechnische Untersuchungen zur Stabilität von Primärschlamm-Kohlegemischen. Bachelorarbeit. Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft.

- Loderer C., Schubert L., Baillieu S., Hendrich W.-T. (2017). Powerstep, Großtechnische Demonstrationsversuche von energiepositiven Klärwerkskonzepten auf dem Weg zur Marktdurchdringung. Informationsbroschüre. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Berlin.
- Man Y.B., Chow K.L., Tsang Y.F., Lau F.T.L., Fung W.C., Wong M.H. (2018). Fate of bisphenol A, perfluorooctanoic acid and perfluorooctanesulfonate in two different types of sewage treatment works in Hong Kong. *Chemosphere* **190**, 358-367.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.001>
- Michaud M., Wittmann L., Heindl A., Boßle F. (2024). Qualität von entwässertem Klärschlamm. Auswirkungen auf die Klärschlamm-trocknung und Schnelltest zur Bewertung. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **71**(5) 376-386.
- Nazari M.A., Mohaddes F., Pramanik B.K., Othman M., Muster T., Bhuiyan M.A. (2018). Application of Victorian brown coal for removal of ammonium and organics from wastewater. *Environmental Technology* **39**(8), 1041-1051.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1319424>
- Panglisch S. (2016). Optimierter Einsatz von Pulveraktivkohle und Ultrafiltration als 4. Reinigungsstufe – Untersuchungen im Labor- und Pilotmaßstab. Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW. Abschlussbericht AZ.: 17-04.02.01-9a/2016. Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Ingenieurwissenschaften, Abteilung Maschinenbau und Verfahrenstechnik, Lehrstuhl Mechanische Verfahrenstechnik / Wassertechnik (MVT/WT).
- Parravicini V. und Svardal K. (2015). Klimarelevante Emissionen aus der Abwasserentsorgung. Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. Wiener Mitteilungen, Band 232, S.183-204.
- Proskauer und Elsner (1898). Ueber die hygienische Untersuchung des Kohlebreiverfahrens zur Reinigung von Abwässern auf der Klärstation in Potsdam. Vierteljahresschrift für gerichtliche Medizin und öffentliches Sanitätswesen, Folge 3, Band 16, Supplement-Heft, S.157-182. August Hirschwald Verlag, Berlin.
- Reichle K. und Dost K. (1907). Ueber Schlammverwertung durch Vergasung, insbesondere beim Rothe-Degenerschen Kohlebreiverfahren. Mitteilungen aus der Königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung zu Berlin, Band 8, S. 146-175. August Hirschwald Verlag, Berlin.
- Reimann D.O. (1991). Heizwert und Schwermetalle aus Klärschlamm. In: Klärschlamm-entsorgung 1, 21-32. VDI-Bildungswerk GmbH. VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- Remy C., Boulestreau M., Lesjean B. (2014). Technischer Nachweis eines innovativen Konzepts für ein energiepositives Klärwerk. 47. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 19.3.-21.3.2017, Essen. RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft. Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 234, S. 23/1-23/15.
- Renault Trucks (2024). Die Rolle des Lkw-Verkehrs für die Klimawende. Abgerufen am 19.09.2024.
<https://www.renault-trucks.de/static/co2-ausstoss-lkw-berechnen>
- Salomon H. (1906). Die städtische Abwasserreinigung in Deutschland (Abwässer-Lexikon), 1. Band. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Salomon H. (1907). Die städtische Abwasserreinigung in Deutschland (Abwässer-Lexikon), 2. Band. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Salomon (1911). Die städtische Abwässerbeseitigung in Deutschland. 1. Ergänzungsband. Gustav Fischer Verlag, Jena.

- Schall M. (1910). Neuerungen auf dem Gebiete der chemischen Wasser- und Abwasserreinigung. *Wasser und Abwasser – Zentralblatt für Wasserversorgung und Beseitigung flüssiger und fester Abfallstoffe* **3** (1) 103-104.
- Schaum C. (2016). Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz. Schriftenreihe IWAR, Band 233, Herausgeber: Verein zur Förderung des Instituts IWAR der TU Darmstadt e.V.
- Schury und Bujard (1907). Der Torfbreikläroversuch der Stadt Stuttgart in der Kohlebrennkläranlage zu Tegel bei Berlin. Mitteilungen aus der Königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung zu Berlin, Band 8, S.115-145. August Hirschwald Verlag, Berlin.
- Schmelz K.G. (2013). Spezifischer Klärschlammanfall und Bemessungsansätze für Schlammbehandlungsanlagen. DWA WasserWirtschafts-Kurse, O/4, 28.-30. Oktober 2013, Kassel.
- Shewa W.A., Dagnew M. (2020). Revisiting chemically enhanced primary treatment of wastewater: A review. *Sustainability* **12**(15), 5928.
<https://doi.org/10.3390/su12155928>
- Shin J., Choi S., Park C.M., Wang J., Kim Y.M. (2022). Reduction of antibiotic resistome in influent of a wastewater treatment plant (WWTP) via a chemically enhanced primary treatment (CEPT) process. *Chemosphere* **286**, 131569.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131569>.
- Sierp F., Splittgerber A., Holthöfer H. (1939). Technologie des Wassers. In: Juckenack A., Bames E., Bleyer B., Grossfeld J.: Handbuch der Lebensmittelchemie, Band 8 – Wasser und Luft, Teil 1. Julius Springer Verlag, Berlin.
- Statista (2024). Entwicklung des CO₂-Emissionsfaktors für den Strommix in Deutschland in den Jahren 1990 bis 2023. Abgerufen am 19.09.2024.
<https://de.statista.com/statistik/daten/studie/38897/umfrage/co2-emissionsfaktor-fuer-den-strommix-in-deutschland-seit-1990>
- Thompson K.A., Valencia E.W., Summers R.S., Cook, S.M. (2020). Sorption, coagulation, and biodegradation for graywater treatment. *Water Science and Technology* **81**(10), 2152–2162.
<https://doi.org/10.2166/wst.2020.273>.
- VDI 4630 (2014). VDI-Richtlinie 4630, Vergärung organischer Stoffe - Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche. April 2014, Verein Deutscher Ingenieure.
- Weichgrebe D. (2015). Kompendium Biogas. Leibniz Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH). Veröffentlichungen des ISAH, Heft 155.
- Weldert R. und Reichle C. (1912). Untersuchungen über die Kohlebrennkläranlage der Stadt Cöpenick. Mitteilungen aus der Königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung zu Berlin, Band 16, S.1-46. August Hirschwald Verlag, Berlin.
- Wett B., Aichinger P., Weissenbacher N. (2022). Aktivierte Vorklärung für die Kapazitätserhöhung und Energieautarkie von Kläranlagen. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* **75**, 172-177.
- Ziegler F., Reck R., Haas S. (2024). Global Warming Potential (GWP). Forschungsstelle für Energiewirtschaft e.V. (FFE). Abgerufen am 19.09.2024.
<https://www.ffe.de/veroeffentlichungen/global-warming-potential-gwp>
- Zimmermann B., Wilke A., Turad S., Semke P., Hagemann N. (2021). Pflanzenkohle zur Steigerung des Methanertrags in Biogasanlagen. Abschlussbericht zum DBU-Forschungsvorhaben AZ 34932/01. Carbuna AG, Memmningen.

Zheng L., Feng H., Liu Y., Gao J., Sarkar D., Deng Y. (2021). Chemically enhanced primary treatment of municipal wastewater with ferrate(VI). *Water Environment Research* **93**, 817-825.
<https://doi.org/10.1002/wer.1473>

8 Anhang I – Grundlagenermittlung

8.1 Analysemethoden und Geräteliste

Tabelle 8.1: Nachweismethoden

Parameter	Methode	Firma
AFS	DIN 38409-2	Filter: Sartorius AG, Göttingen
CSB	LCK 314, LCK 714, LCK 514	Hach Lange GmbH, Düsseldorf
GV	DIN EN 15935	-
Heizwert, Brennwert	DIN EN 51900, DIN EN 15400 IKA-Calorimeter C 4000	IKA-Werke GmbH & CO. KG
NH ₄ -N	Spectroquant 114752	Merck KGaA, Darmstadt
oTS	DIN 38409-2	-
P _{ges}	LCK 348, LCK 350	Hach Lange GmbH, Düsseldorf
TN	DIN EN 1484, TOC-V CPH Analyzer	Shimadzu Deutschland GmbH,
TOC	DIN EN 1484, TOC-V CPH Analyzer	Shimadzu Deutschland GmbH,
TR	DIN EN 12880	-

Tabelle 8.2: Vor-Ort Analysen

Bezeichnung	Gerät	Hersteller
Leitfähigkeit	HACH HQ 40d mit Intellical CDC401	Hach Lange GmbH
Methan	Optima Biogas	MRU GmbH
pH-Wert	HACH HQ 40d mit Intellical PHC301	Hach Lange GmbH
PID (VOC)	Mini RAE 3000+	Honeywell International Inc
Sauerstoff	Optima Biogas	MRU GmbH
Schwefelwasserstoff	Optima Biogas	MRU GmbH
Trübung	Nephla LPG239	Fa. Dr. Lange

Tabelle 8.3: Laborgeräte

Bezeichnung	Typ	Hersteller
Kugelmühle	PM 100	Retsch GmbH
Reihenrührwerk	AL 46-6	Aqualytic
Rütteltisch	SM 30	Edmund Bühler GmbH
Siebmaschine	AS 200	Retsch GmbH
Thermostat	EFM1	Funke Medingen

8.2 Ableitung der Randbedingungen für die Langzeitversuchsreihe (V8)

In der ersten Versuchsphase erfolgte die schrittweise Planung der Versuchsreihen, um die Randbedingungen für die Langzeitversuchsreihe festzulegen. Im Rahmen der Versuchsreihe wurden verschiedene Kriterien herangezogen, um die Auswahl der Kohlesorte und deren Konzentration sowie die Wahl geeigneter Fäll- und Flockungshilfsmittel einzugrenzen (Tabelle 8.4). In den nachfolgenden Abschnitten werden die Punkte (I bis III) erläutert.

Tabelle 8.4: Ziele der durchgeführten Laborversuche

Nr.	Ziel	Kriterium	Versuch
I	Eingrenzung Kohlesorte	Adsorption S_{CSB}	V1, V2
II	Eingrenzung KohleKonzentration	Adsorption S_{CSB} Geruchsintensität während Lagerung	V2, V5, V7
III	Auswahl Fäll- und Flockungshilfsmittel	Abtrennung Kohle, Kombinierte Wirkungsweise mit Kohle Umsetzbarkeit Praxis	V5

I.) Eingrenzung der Kohlesorte

Insgesamt wurden zwölf Kohlen in die Untersuchung aufgenommen. Dabei wurde ein breites Spektrum an Pflanzenkohlen (A, C, D, F, G, H, I, J) untersucht. Zusätzlich wurden stellvertretend ein Pyrolysekoks aus Klärschlamm (B), eine Braunkohle (E) und zwei Aktivkohlen (P, P2) berücksichtigt (Tabelle 8.5).

Tabelle 8.5: Übersicht über die verwendeten Kohlesorten

Nr.	Abk.	Bezeichnung	Typ ³⁾	Hersteller/Lieferant	Ausgangsstoff	Versuchsreihe
1	A	Premium Plus 500	PK	EGoS GmbH	Birke, Eiche, Buche	V1
2	B ¹⁾	KS-Karbonisat	Pyr	KA Linz-Unkel	Klärschlamm	V1, V2, V7, V8 _{sekundär}
3	C ²⁾	Aktivkohle	PK	EGoS GmbH	Birke, Eiche, Buche	V1
4	D	Pflanzenkohle	PK	ASF Freiburg	Grüngut	V1
5	E	Mahlstaub	BK	LEAG	Braunkohle	V1, V2, V7
6	F ¹⁾	CPK1	PK	CARBUNA AG	Laub Nadelholz	V1, V2, V4, V5, V7, V8 _{sekundär}
7	G	CPK4	PK	CARBUNA AG	Kakaoschalen	V1
8	H	CPK5	PK	CARBUNA AG	Holz	V1
9	I	BAK	PK	CARBUNA AG	Holz	V1
10	J	CPK15	PK	CARBUNA AG	Buche, Eiche	V1
11	P	SAE Super	AK	Norit	Steinkohle	V1, V2, V4, V5, V7, V8 _{primär}
12	P2	Pulveraktivkohle	AK	Donau Carbon	k. A.	V1

¹⁾ Siebung der Pflanzenkohle auf < 160 μm

²⁾ Pflanzenkohle mit großer innerer Oberfläche, Sonderanfertigung durch Prozessanpassung

³⁾ PK ... Pflanzenkohle, Pyr ... Pyrolysekoks, AK ... Aktivkohle, BK ... Braunkohle

In Versuchsreihe V1 (*Kohlescreening zur Vorauswahl der Kohle*) wurden aus den zwölf Kohlen anhand ihrer Adsorptionskapazität vier für weitergehende Adsorptionsversuche in der Versuchsreihe V2 (*Adsorptionsverhalten zur Auswahl der besten Kohle*) ausgewählt. Die

Pflanzkohle F zeigte die höchste Adsorptionskapazität unter den Pflanzkohlen. Aktivkohle P zeigte ein besseres Adsorptionsverhalten als Aktivkohle P2. Das Klärschlamm-Karbonisat (Kohle B) wurde aufgrund der verfahrenstechnischen Relevanz einer Pyrolyseanlage weiter untersucht, obwohl diese Kohle keine adsorptive Wirkung zeigte. Die Braunkohle (Kohle E) wurde ebenfalls weiter untersucht, obwohl sie keine adsorptive Wirkung zeigte, da sie im Kohlebrei-Verfahren eingesetzt wurde.

In Versuchsreihe V2 (*Adsorptionsverhalten zur Auswahl der besten Kohle*) zeigte sich, dass die Aktivkohle die mit Abstand höchste Adsorptionskapazität für gelösten CSB (S_{CSB}) besitzt und das Klärschlammkarbonisat (Kohle B) sowie die Braunkohle (Kohle E) keine Adsorptionskapazität aufweisen. Für die nachfolgenden Laborversuche zur Auswahl der Flockungshilfsmittelkombinationen (V5) wurden daher Kohle P und Kohle F verwendet.

In Versuchsreihe V7 (*Vorversuche zur Stabilität*) wurde die Aktivkohle P aufgrund ihrer geruchsmindernden Eigenschaften und ihrer hohen Adsorptionskapazität (S_{CSB}) als bevorzugte Kohle ausgewählt. Diese Kohle wurde vorrangig eingesetzt, um eine ausreichende Anzahl von Versuchsdaten für die statistische Auswertung der Reinigungsleistung zu erhalten. Die Kohlen F und B wurden verwendet, wenn Schlamm für anaerobe Batchversuche (V9) oder Geruchsversuche (V11) benötigt wurde.

II.) Eingrenzung Kohlekonzentration

Die im Forschungsvorhaben untersuchte Verfahrenskombination orientiert sich am Kohlebreiverfahren (Kapitel 2.1.2). Bei diesem Verfahren wurde Rohbraunkohle mit 0,4 bis 1,5 g TR/l in Kombination mit Eisensalzen dosiert. In Versuchsreihe V1 wurde mit Kohlekonzentrationen von 1 g TR/l gearbeitet.

In Versuchsreihe V7 (*Vorversuche zur Stabilität*) konnte gezeigt werden, dass auch geringe Kohlekonzentrationen (250 mg TR/l) einen positiven Einfluss auf die Minderung von Geruchsemissionen haben. Weiterhin konnte in den Versuchsreihen V2 (*Adsorptionsverhalten zur Auswahl der besten Kohle*) & V5 (*Auswahl der besten FM/FHM Kombination mit Abwasser*) gezeigt werden, dass zu hohe Kohlekonzentrationen hinsichtlich der Adsorption ineffizient werden. Daher wurde die Kohlekonzentration für die Langzeitversuchsreihe auf 150 mg TR/l festgelegt.

III.) Auswahl Fäll- und Flockungshilfsmittel

Die Auswahl der passenden Fäll- und Flockungshilfsmittel erfolgte auf Basis von Versuchsreihe V5 (*Auswahl der besten FM/FHM Kombination mit Abwasser*), wobei drei Fällmittel und

zwei Flockungshilfsmittel einbezogen wurden (Tabelle 8.7). Die Durchführung von Absetzversuchen in Trinkwasser (V4) erwies sich als nicht übertragbar, weil schon geringe Fällmittelkonzentrationen zu einer nahezu vollständigen Flockenbildung führten.

Für die Langzeitversuchsreihe (V8) wurden Fäll- und Flockungshilfsmittelkombinationen ausgewählt, die sich hinsichtlich ihrer Eignung für eine praktische Umsetzung und der Reinigungsleistung unterscheiden (Tabelle 8.6).

Tabelle 8.6: Eingesetzte Fäll- und Flockungshilfsmittel in der Langzeitversuchsreihe

Bez.	Fäll- und Flockungshilfsmittel	Konz. [mg Me ⁺ /l]	Wirksubstanz [g Me ⁺ /kg]	Ziel
Fe	Eisen(III)-chlorid (FM)	10,5	138	Praktische Umsetzung
PAC ¹⁾	(PAC) Sachtoklar P (FM) (S) Sachtofloc 46.24 (FHM)	10 1,5 ²⁾	52 50	Hohe Reinigungsleistung

¹⁾ In der VSB steht PAC für den Einsatz von Sachtoklar P und Sachtofloc 46.24

²⁾ Sachtofloc wurde auf den Gehalt von Aluminium dosiert

Die erste Kombination, bezeichnet als "Fe", umfasst eine Eisen(III)-chlorid-Dosierung, deren Integration in bestehende Kläranlagen mit geringem Aufwand möglich ist, da Eisen(III)-chlorid ein gängiges Fällungsmittel in der Abwasserbehandlung ist.

Die zweite Kombination "PAC" besteht aus einem Fällungs- und einem Flockungshilfsmittel, um eine hohe Reinigungsleistung zu erzielen. Es handelt sich um eine Kombination aus PAC (Polyaluminiumchlorid) und einem kationischen Flockungshilfsmittel. Zur Vereinfachung des Arbeitsablaufs wurde das Kombinationsprodukt (S) dem rein kationischen Polymer (R) vorgezogen (Tabelle 8.7). In den Vorversuchen zeigten beide Kombinationen ähnliche Eliminationsleistungen.

8.3 Adsorptionsversuche mit Abwasser (V1, V2)

Die Adsorptionsversuche mit Abwasser wurden im Reihenrührwerk durchgeführt (Abbildung 8-1). Die Kohle wurde in Abhängigkeit der vorgegebenen Zielkonzentration abgewogen und in das Becherglas gegeben. Im Anschluss daran wurde die Kohle mit ca. 10 ml destilliertem Wasser für mindestens fünf Minuten lang benetzt, um die volle Leistungsfähigkeit der Kohle zu gewährleisten [PANGLISCH, 2016]. Anschließend wurde das Abwasser, abgestimmt auf die zuvor abgewogene Kohlemenge, in das Becherglas dosiert. Die Rührgeschwindigkeit wurde für alle Adsorptionsversuche einheitlich auf 120 1/min eingestellt. Nach Ablauf der Kontaktzeit wurde die Kohle über einen Papierfilter abgetrennt.

Zur Minderung der Verdunstung wurden die Bechergläser bei Versuchen mit Kontaktzeiten von über 120 Minuten mit Alufolie abgedeckt. Aufgrund der Durchmischung wurde Sauerstoff eingetragen, sodass Abbauprozesse bei der Elimination nicht auszuschließen waren. Zur Quantifizierung der Abbauvorgänge wurde stets ein Referenzversuch ohne Kohle durchgeführt.



Abbildung 8-1: links: Reihenrührwerk ohne Proben; rechts Adsorptionsversuch mit Kohle und Referenz ohne Kohle

8.4 Reihenrührwerksversuche (V4, V5)

Die Versuche wurden auf Grundlage der in der Literatur beschriebenen Erfahrungen aus Adsorptionsversuchen sowie eigenen Vorversuchen entwickelt. Die Arbeiten von DONG ET AL. (2019), THOMPSON ET AL. (2020) und PANGLISCH (2016) dienten dabei als Referenzen.

Bei den Fällungsmitteln wurden die bekannten Mittel eng betrachtet und nicht wie bei der Aktivkohle eine Bandbreite untersucht. Bei den Flockungshilfsmitteln wurden zwei in den Vergleich einbezogen (Tabelle 8.8).

Eine retrospektive Betrachtung der Versuche zeigte, dass die gewählte Absetzzeit von 30 Minuten deutlich zu hoch gewählt war und die Auswirkungen unterschiedlicher Fällmittelkonzentrationen daher sehr gering ausfielen. Zusätzlich wurde das Flockenbild zur

Bewertung herangezogen, um die geeignete Dosiermenge des Flockungshilfsmittels abzuschätzen. Dazu wurde die Dosiermenge schrittweise erhöht und das Flockenbild fotografiert (Abbildung 8-2).

Tabelle 8.7: Eingesetzte Fäll- und Flockungshilfsmittel

Abk.	Bezeichnung	Typ	Einsatz als:
Fe	Eisen(III)-chlorid	Eisen(III)-Chlorid Sulfat	FM
PAC	Sachtoklar P	Polyaluminiumchlorid	FM
R	RF 1204D	Kationisches Polymer - Flüssig	FHM
S	Sachtofloc 46.24	Kationisches Polymer + Polyaluminiumchlorid	FHM

Tabelle 8.8: Durchführung der Absetzversuche mit Abwasser im Reihentrührwerk

Nr.	Beschreibung	Zeitschritt [min]	RPM [1/min]	Arbeitsschritt
1	Kontaktzeit Kohle	0 - 5	120	Kohle und Abwasser vermischen
2	Fällung	5 - 15	120	Dosierung Fällmittel
3	Flockung	15 - 20	40	Änderung Rührgeschwindigkeit
4	Absetzen	20 - 50	0	Rührer entnehmen / ggf. umstellen
5	Probenahme	50 - 55	-	Probenahme aus Überstand



Abbildung 8-2: Beispiel für einen Absetzversuch (V5)

8.5 Absetzversuche im Technikumsmaßstab (V6, V7, V8)

In der Absetzanlage wurden die Versuchsreihen V6 (*Charakterisierung Absetzanlage*), V7 (*Vorversuche zur Stabilität*) und V8 (*Langzeitversuchsreihe*) durchgeführt (Tabelle 8.9). Die Erkenntnisse aus den Versuchsreihen V6 sowie V7 führten zur abschließenden Konzipierung der Absetzanlage. Auf die Versuchsrandbedingungen der Versuchsreihe V6 wird nicht näher eingegangen. Die Versuchsrandbedingungen der Versuchsreihe V7 sind in Tabelle 9.8 dargestellt.

Tabelle 8.9: Im Technikumsmaßstab durchgeführte Versuchsreihen

V	Bezeichnung	Analysen	Kohlesorte	KohleKonz. [g TR/l]
V6-1	Vorversuch Reinigungsleistung	Trübung	P	0,2
V6-2	Kontrolle Strömungsbrecher	Trübung, CSB, CSB _{mf}	-	-
V6-3	Absetzreihe mit Abwasser	Trübung, AFS	-	-
V6-4	Vergleich Absetzanlage und Reiherrührwerk	Trübung	-	-
V7-1	Versuchsreihe hohe KohleKonz.	CSB, CSB _{mf} , SAK ₂₅₄ , NH ₄ -N, PO ₄ -P Schlamm: TS, oTS, TR, GV	B, E, F, P	1,0
V7-2	Versuchsreihe niedrige KohleKonz.	CSB, CSB _{mf} , SAK ₂₅₄ , NH ₄ -N, PO ₄ -P Schlamm: TS, oTS, TR, GV	B, E, F, P	0,2
V8	Langzeitversuchsreihe		B, F, P	0,25 - 0,01

Im Folgenden wird die in Abbildung 2-3 dargestellte Absetzanlage beschrieben. Die Reaktoren verfügen über ein maximales Füllvolumen von 110 l und sind mit einer Zulaufleitung, einem Grundablass, einem Seitenablauf sowie einem Rührwerk ausgestattet. Um die Turbulenz im Reaktor zu erhöhen, wurde ein Strömungsbrecher eingebaut. Die Entnahme der Zu- und Ablaufprobe erfolgte ca. 15 cm unter der Wasseroberfläche. Die konischen Absetztrichter ermöglichten die nahezu vollständige Entnahme des anfallenden Primärschlammes über den Grundablass. Das Grundfließbild der Absetzanlage ist Abbildung 8-3 und eine technische Zeichnung in Abbildung 8-4 dargestellt.

Tabelle 8.10: Durchführung der Absetzversuche im Technikumsmaßstab

Nr.	Beschreibung	Zeitschritt [min]	RPM [1/min]	Arbeitsschritt
1	Kontaktzeit Kohle	0 - 10	120	Kohle in Abwasser einmischen
2	Fällung	10 - 15	120	Dosierung Fällmittel
3	Flockung	15 - 20	25	Dosierung Flockungshilfsmittel
4	Absetzen	20 - 70	0	Rührwerk abstellen
5	Probenahme Ablauf	50	0	Probenahme aus dem Seitenhahn
6	Probenahme Schlamm	80	0	Probenahme aus Grundablass

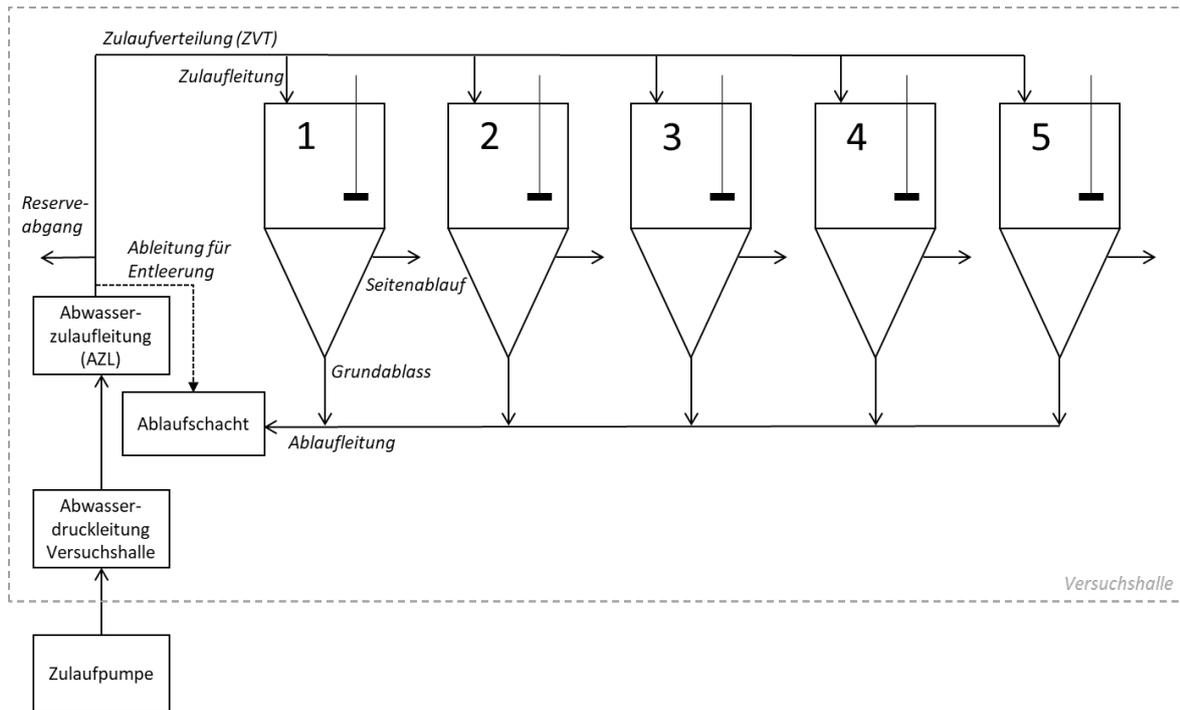
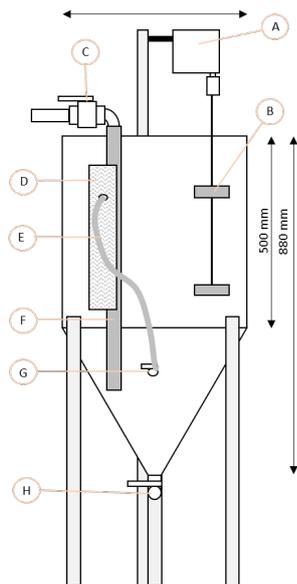


Abbildung 8-3: Fließbild Absetzanlage



	Bezeichnung
A	Rührwerk (Fa. Heidolph)
B	Rührer (IL)
C	Kugelhahn Zulaufleitung
D	Strömungsbrecher (IL)
E	Ablaufschlauch (IL)
F	Verlängerung Zulaufleitung (IL)
G	Kugelhahn Seitenablauf
H	Kugelhahn Grundablass
	(IL) Im Reaktor verbaut

Abbildung 8-4: Zeichnung des Absetzreaktors mit Beschreibung

Die für die Absetzversuche gewählte Versuchsabfolge weist eine hohe Ähnlichkeit mit derjenigen der Laborversuche auf (Tabelle 8.10). Im Rahmen der Charakterisierung der Absetzanlage (V6) wurde darüber hinaus eine Absetzreihe mit variierenden Absetzzeiten und Entnahmehöhen durchgeführt. Der Unterschied zwischen einer Absetzzeit von 30 und 60 Minuten fiel gering aus, sodass die Probenahme aus dem Überstand zeitlich von der Schlammprobenahme getrennt wurde, um den Versuchsablauf zu erleichtern (Abbildung 9-1). Für den Referenzversuch ohne Zuschlagstoffe (REF 0) (vgl. Tabelle 2.6) wurde das

maximale Füllvolumen der Reaktoren von 110 l ausgeschöpft, während bei allen übrigen Versuchen ein Füllvolumen von 100 l angesetzt wurde.

Der Schlammabzug erfolgte bis zu einem Farbumschlag von Schlamm zu Überstand (Abbildung 8-5). Bei der Referenzprobe ohne Zuschlagsstoffe (REF0) war der Farbumschlag schwerer zu erkennen. Es wurde im Regelfall mehr Schlamm abgezogen, welcher im anschließend separat eingedickt wurde. Daher ist der Schlammmanfall als Volumen für die Referenz fehlerbehaftet.



Abbildung 8-5: Schlammabzug Absetzanlage; links: 5 Schlammproben nach dem Abzug; rechts: Schlammabzug.

Der Primärschlamm wurde in 2-Liter-Probenflaschen umgefüllt. Parallel dazu wurde eine Probe für die TS-, oTS-, TR- und GV-Bestimmung entnommen. Der Primärschlamm wurde für 24 h bei Raumtemperatur statisch eingedickt (Abbildung 8-6), im Anschluss daran in einer Laborzentrifuge entwässert (Abbildung 8-7). Ein Teil des entwässerten Schlammes wurde getrocknet, der Rest wurde, in Abhängigkeit von der Versuchsplanung, für anaerobe Batchversuche genutzt (Abbildung 8-8). Für die Heiz- und Brennwertanalyse wurde der getrocknete Primärschlamm in einer Kugelmühle für zehn Minuten zu einem Pulver gemahlen (Abbildung 8-9).



Abbildung 8-6: Statisch eingedickter Primärschlamm



Abbildung 8-7: Links: Laborzentrifuge; rechts: entwässerter Primärschlamm

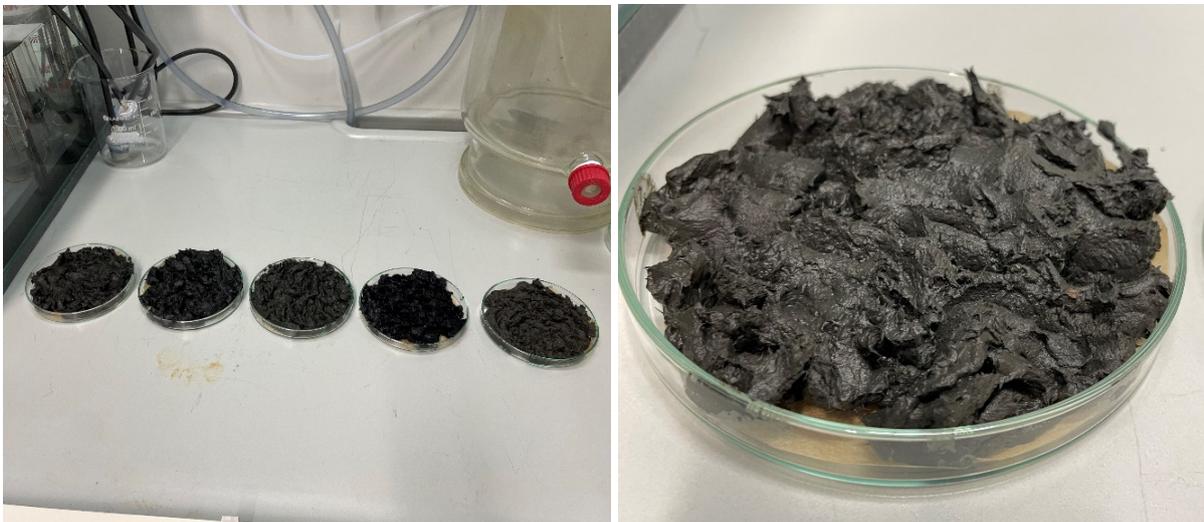


Abbildung 8-8: Trocknung von entwässertem Schlamm im Laborabzug

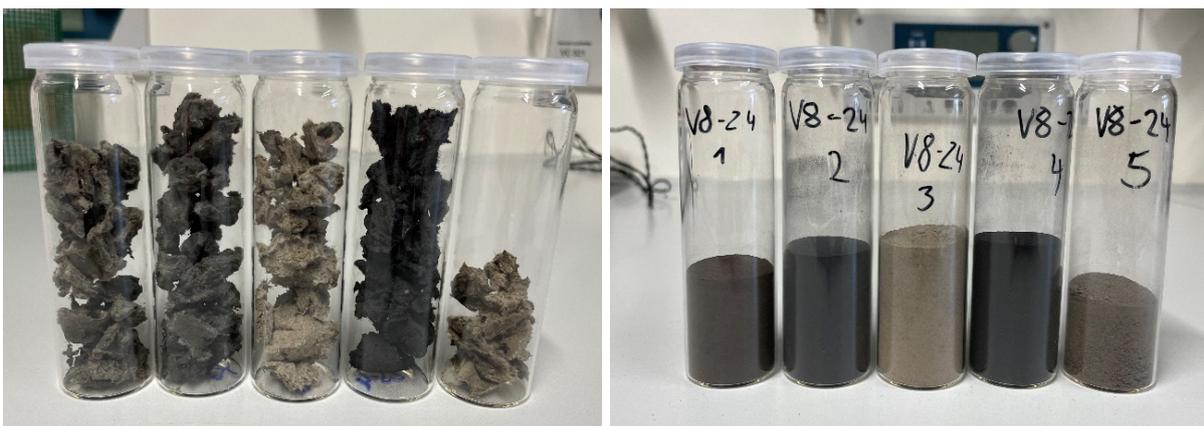


Abbildung 8-9: Links: Getrockneter Primärschlamm; rechts: gemahlener Primärschlamm

In Kapitel 2.2.4, Tabelle 2.6 wurden die Versuchskombinationen (K) der Versuchsbedingungen (VSB) für die Langzeitversuchsreihe beschrieben. Die Anzahl der durchgeführten Versuche ist in Tabelle 2.7 dargestellt. Der jahreszeitliche Verlauf der Zulaufkonzentration

für CSB sowie die verwendeten Versuchskombinationen sind in Abbildung 8-10 dargestellt. Bis zum Jahreswechsel 2023/24 lag der Hauptfokus auf der Untersuchung der FM/FHM-Varianten (K2), danach auf der Untersuchung der Kohlekonzentration (K4), da sich in der Zwischenauswertung herausstellte, dass der Bedarf bestand, den Einfluss geringerer Kohlekonzentrationen auf Geruchsemissionen zu untersuchen und die Entwässerungseigenschaften der unter Dosierung von PAC erhaltenen Schlämme deutlich schlechter waren als die unter Einsatz von FeCl_3 entstandenen Schlämme und die Entwässerungseigenschaften als sehr sensitiv für die spätere Bilanzierung angesehen wurden.

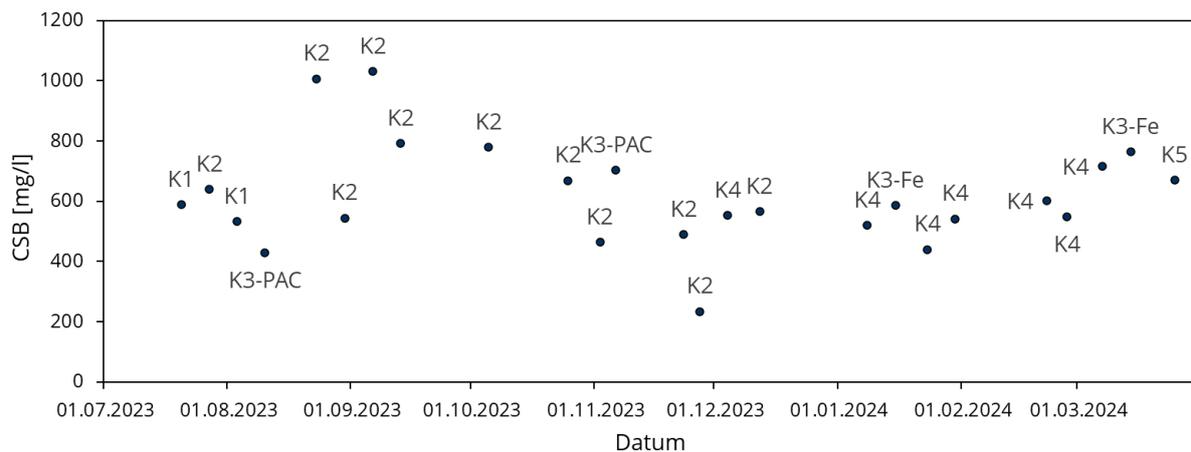


Abbildung 8-10: Verlauf der CSB-Zulaufkonzentrationen (Langzeitversuchsreihe V8)

8.6 Berechnung von Kohleanteil und Adsorption

Berechnung des Kohleanteil im Feststoff $\varphi_{Kohle,PS,TM}$

Die Bestimmung des Kohleanteils im Feststoff des Schlammes erfolgt durch Bilanzierung. Es wird angenommen, dass der Kohleanteil im Ablauf ca. 25 % des Kohleanteils im Primärschlamm darstellt. Hierbei handelt es sich um Kohlepartikel, die in den Ablauf übergehen. Für die Berechnung wurde folgende iterative Vorgehensweise gewählt:

$$TM_{PS} = V_{PS} * TS_{PS} \quad (1)$$

$$TM_{ab} = (V_{zu} - V_{PS}) * TS_{ab}$$

$$TM_{Kohle,ab} = TM_{ab} * \varphi_{Koh,PS} * f_{Koh,ab} \quad (2)$$

$$\varphi_{Kohle,PS} = \frac{TM_{Koh,zu} - TM_{Koh,ab}}{TM_{PSK}} \quad (3)$$

TM_{PSK} - Trockenmasse an PSK (Primärschlamm) im Absetzversuche (Schlamm im Trichter)

$\varphi_{Koh,PSK}$ - Anteil Kohle im PSK (Primärschlamm)

$f_{Koh,ab}$ - Faktor zur Reduktion des Kohleanteils im Ablauf – Annahme 25 %

Berechnungsbeispiel für den Kohleanteil: V8-20-4 P15-Fe

$$TM_{PSK} = V_{PSK} * TS_{PSK} = 3,132 \text{ l} * 14,6 \frac{\text{gTS}}{\text{L}} = 45,7 \text{ gTS} \quad (4)$$

$$TM_{ab} = (V_{zu} - V_{PSK}) * TS_{ab} = (99,6 \text{ l} - 3,1 \text{ l}) * 67 \frac{\text{mgTS}}{\text{l}} = 6,5 \text{ gTS}$$

$$TM_{Kohle,ab} = TM_{ab} * \varphi_{Koh,PSK} * f_{Koh,ab} = 6,5 \text{ gTS} * 31,7 \% * 25\% = 0,51 \text{ gTM}_{Kohle} \quad (5)$$

$$\varphi_{Kohle,PS,TM} = \frac{TM_{Koh,zu} - TM_{Koh,ab}}{TM_{PS}} = \frac{15 \text{ gTM}_{Kohle} - 0,51 \text{ gTM}_{Kohle}}{45,7} = 31,7 \% \quad (6)$$

Berechnung des Kohleanteils im Feststoff $\varphi_{Kohle,PS,GV}$

Der Kohleanteil in der Organik (Glühverlust) des Schlammes wird als Verhältnis auf Basis einer Referenzprobe ohne Aktivkohle berechnet.

$$\varphi_{Kohle,PS,GV} = \frac{\varphi_{Kohle,PS,TM} * GV_{PAK}}{(\varphi_{Kohle,PS,TM} * GV_{PAK}) + (1 - \varphi_{Kohle,PS,TM}) * GV_{PS,REF}} \quad (7)$$

$$\varphi_{Kohle,PS,GV} = \frac{31,7 \% * 90 \%}{31,7 \% * 90 \% + (1 - 31,7 \%) * 81,1 \%} = 34,0 \% \quad (7)$$

8.7 Berechnung der CSB Adsorption

Berechnung Adsorption – Langzeitversuchsreihe

Die Adsorptionswirkung der Aktivkohle kann anhand einer theoretischen Betrachtung ermittelt werden, da die Aktivkohle nur in Kombination mit Eisen oder PAC eine Wirkung hat. Der gelöste CSB im Zulauf und Ablauf sollte gleich sein. Die Berechnung erfolgt auf Grundlage des Ablaufwertes. Die folgende Gleichung veranschaulicht die Berechnung am Beispiel V8-20-4.

$$Eli_{REF-Fe} = Ab_{REF0} - Ab_{REF-Fe} = 131 \frac{mgCSB}{l} - 128 \frac{mgCSB}{l} = 3 \frac{mgCSB}{l} \quad (1)$$

$$Eli_{P15-Fe} = Ab_{REF0} - Ab_{P15-Fe} = 131 \frac{mgCSB}{l} - 91 \frac{mgCSB}{l} = 40 \frac{mgCSB}{l} \quad (2)$$

$$Eli_{PAK} = Eli_{P15-Fe} - Eli_{REF-Fe} = 40 \frac{mgCSB}{l} - 3 \frac{mgCSB}{l} = 37 \frac{mgCSB}{l} \quad (3)$$

$$q_{CSB} = \frac{Eli_{PAK}}{C_{PAK,TM}} = \frac{37 \frac{mgCSB}{l}}{0,150 \frac{gTM}{l}} = 247 \frac{mgCSB}{gTM_{Kohle}} \quad (4)$$

Eli_X - Elimination

q_{CSB} – Adsorption in $\frac{mgCSB}{gTM_{Kohle}}$

8.8 Halbtechnischer Absetzversuch (V12)

Die Versuchsreihe V12 (*Absetzversuch NKB HTVA*) wurde im Nachklärbecken (NKB) einer halbtechnischen Versuchsanlage (HTVA) durchgeführt (Abbildung 8-11). Der Zulauf (Rohabwasser nach dem Sandfang der Kläranlage Kaditz, $T \sim 19^\circ\text{C}$), wurde im Kontaktreaktor bei einer Zulaufmenge von ca. 29 l/min mit den Zuschlagstoffen vermischt und nach einer Verweilzeit von ca. 3 min in das NKB eingeleitet. Die Verweilzeit im NKB betrug ca. 35 min ($V_{\text{NKB}} = 1050 \text{ l}$).

Im Zeitraum von zwei Stunden wurden zwei aufeinanderfolgende Versuche mit den Versuchsbedingungen Fe und P05-Fe durchgeführt (Tabelle 8.11). Der Primärschlammanfall betrug jeweils etwa 65 Liter. Die Trübstoffeliminierungsleistung lag zwischen 60 und 66 % und damit unter den Ergebnissen der Langzeitversuchsreihe.

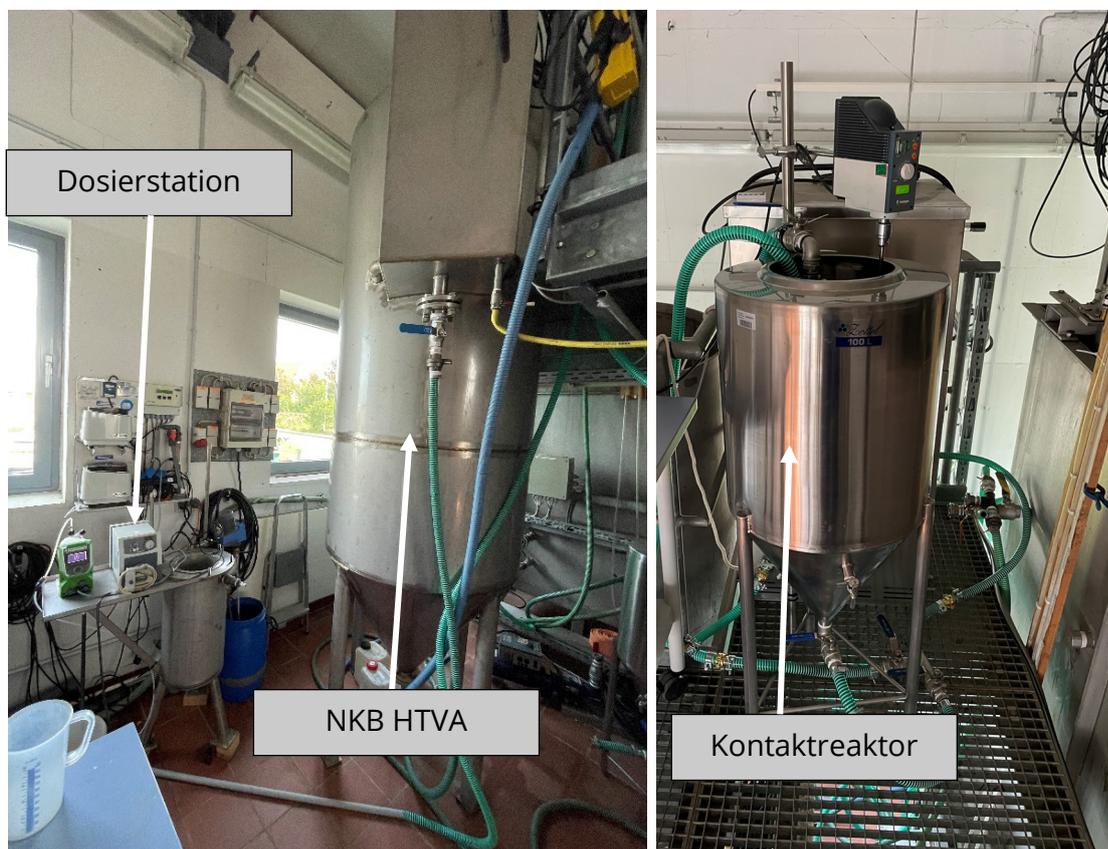


Abbildung 8-11: Links: Für die Versuche genutztes Nachklärbecken (NKB HTVA) mit Dosierstation für Eisen und Aktivkohle; rechts Kontaktreaktor

Tabelle 8.11: Randbedingungen für den halbtechnischen Absetzversuch

Bez.	Start [hh:mm]	Dauer [h]	Q [l/min]	Abwasservolumen [l]	Schlammanfall [l]	Trübung		
						Zulauf [FNU]	Ablauf [FNU]	η [%]
Fe	11:15	1,5	29	2.610	64	234	93	60
P05-Fe	13:15	1,25	29	2.175	65	270	91	66

Der anfallende Primärschlamm wurde entweder direkt verwendet oder mit anderen Schlämmen (Überschussschlamm; Überschussschle) vermischt. Zur Entwässerung wurde der Schlamm zunächst mit dem kationischen Polymer (R) konditioniert und anschließend über ein Gewebesieb (in Anlehnung an einen Bändeindicker) entwässert und gepresst. Der Presskuchen wurde abschließend mit dem gleichen Gewebesieb durch Auswringen weiter entwässert (Abbildung 8-12).



Abbildung 8-12: Links: Primärschlamm freies Abfließen des Wassers; Mitte: Gepresster Filterkuchen; Rechts: Ausgewrungener Primärschlamm im entwässerten Zustand

Ein Teil des Schlamms wurde am gleichen Tag ohne Versäuerung entwässert, der Rest am darauffolgenden Tag mit Versäuerung (Tabelle 2.9). Die signifikante Erhöhung der CSB_{mf} -Konzentration nach 24 Stunden belegt, dass es zu einer Versäuerung gekommen ist. Am zweiten Tag erfolgte eine Vermischung der Schlämme mit Überschussschlamm der Kläranlage Freiberg (ÜSS) sowie mit Überschussschle (ÜSK) der Kläranlage Öhringen (Überschussschlamm der 4. Reinigungsstufe). Die Mischung von Primärschlamm und ÜSS erfolgte in einem Verhältnis, das einem Schlammanfall auf einer Kläranlage mit heizwertorientierter Klärschlammbehandlung entspricht. Die Überschussschle wurde mit dem Primärschlamm vermengt, sodass der Kohleanteil bilanziell bei 10 % lag.

8.9 Durchführung der anaeroben Batchtests (V9)

Die zu analysierende Schlammprobe wurde in eine 2-l-Glasflasche gefüllt und anschließend gasdicht verschlossen (Abbildung 8-14). Die inkubierten Schlammproben wurden erfasst und mit dem TR-Gehalt zur Bestimmung der organischen Trockenmasse (oTM) genutzt.

Das im Versuch entstehende Gas strömt in einen im Wasserbad gelagerten Messzylinder, wodurch das Wasser verdrängt wird. In regelmäßigen Abständen wurde die jeweilige Gasmenge erfasst, das Gas mit einem Gasanalysegerät chargenweise abgezogen und analysiert. Da Wasser als Sperrflüssigkeit genutzt wurde, findet eine Auswaschung von leicht löslichen Gasbestandteilen statt.

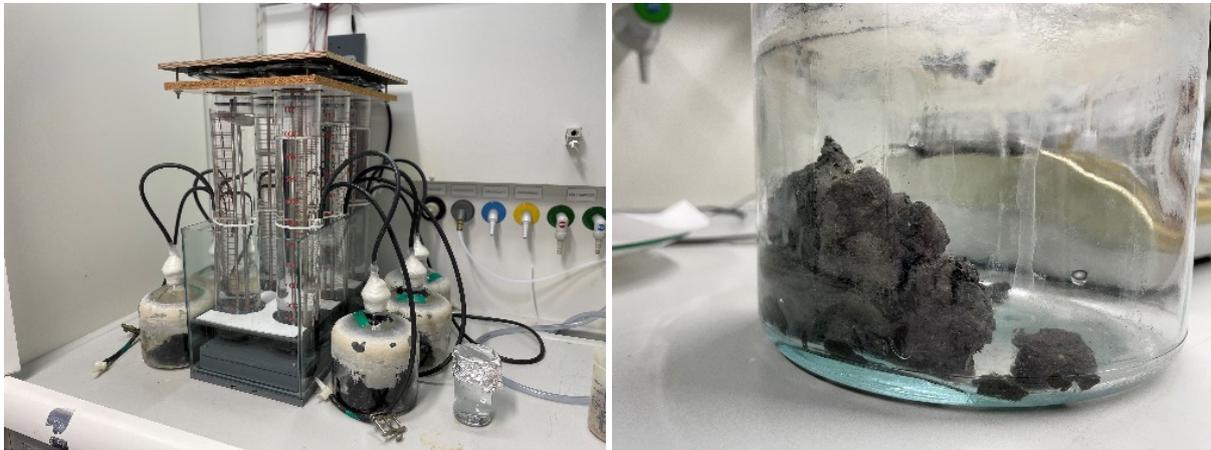


Abbildung 8-13: Versuchsstand, ohne Temperierung mit entwässertem Klärschlamm

8.10 Durchführung der olfaktorischen Tests (V11)

1. Geruchsprofil

Zur Erstellung des Geruchsprofils wurde nach der Geruchsprobe des Schlamms für jedes der 28 Polaritätspaare eine Bewertung vorgenommen (Tabelle 8.12). Es wurde zwischen -3 negativ und +3 positiv gewählt, wobei 0 (neutral) zu vermeiden war. Für die Bewertung wurde der Mittelwert gebildet. Die Methodik wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit von R. LEDWA (2023) entwickelt und orientiert sich an der "Methode zur hedonischen Klassifikation von Anlagengerüchen" auf Basis der GIRL (2006).

Tabelle 8.12: Geruchsprofil – Polaritätspaare und Beispiel

Nr.	Negativ	Positiv	Beispiel
1	Stark	Schwach	-3
2	Grob	Fein	2
3	Niederdrückend	Erhebend	2
4	Robust	Zart	2
5	Schwer	Leicht	3
6	Alt	Jung	2
7	Wild	Sanft	1
8	Aufregend	Beruhigend	0
9	Rau	Hell	2
10	Herb	Süß	3
11	Interessant	Langweilig	0
12	Kalt	Warm	2
13	Müde	Wach	2
14	Tief	Seicht	-1
15	Leise	Lau	3
16	Hart	Weich	2
17	Schal	Würzig	3
18	Stechend	Dampf	2
19	Ernst	Verspielt	1
20	Leer	Voll	3
21	Passiv	Aktiv	3
22	Abgestanden	Frisch	3
23	Missmutig	Vergnügt	1
24	Unharmonisch	Harmonisch	2
25	Streng	Mild	2
26	Aggressiv	Friedlich	1
27	Hässlich	Schön	2
28	Unangenehm	Angenehm	2
		Mittelwert	1,68

2. Geruchsintensität

Zur Bestimmung der Geruchsintensität wurden Geruchsproben entnommen und anhand einer Bewertungsmatrix (Tabelle 8.13) charakterisiert. Die Geruchsintensität ist nach

FRECHEN (1994) Bestandteil der Rasterbegehung und gibt an, wie stark ein Geruch wahrgenommen wird.

Tabelle 8.13: Bewertungsmatrix für die Geruchintensität

Note	Bewertung
0	kein Geruch
1	sehr schwach
2	schwach
3	deutlich
4	stark
5	sehr stark
6	unerträglich

3. Assoziierter Geruch

Nach der Geruchsprobe war es möglich, den wahrgenommenen Geruch anhand bekannter Gerüche zuzuordnen. Diese Methode ist stark vom Probanden und seiner Erfahrung abhängig. Probanden, die bereits viel Erfahrung mit der Abwasserbehandlung haben, ordnen die Gerüche anders zu, als Probanden mit weniger Erfahrung. Als hilfreich erwies sich die Zuordnung von Kläranlagentypischen Gerüchen wie: Belebungsbecken, Rechengut, Rechenhaus, Primärschlamm, Faulschlamm, Belebtschlamm. Darüber hinaus wurden aber auch andere Gerüche zugeordnet oder völlig unbekannte Gerüche wahrgenommen, für die eine Zuordnung schwierig war.

4. Sortierung

Für die Sortierung einer Probenserie wurden die Proben einer Serie ohne visuelle Wahrnehmung gerochen und von "gut" bis "schlecht" sortiert. Gut und schlecht wurden relativ betrachtet. Die Probe mit dem geringsten Geruch für die Testperson wurde als gut eingestuft. Dies ermöglichte einen Vergleich der Proben untereinander.



Abbildung 8-14: Beispiel für eine Probenserie (links: "gut", rechts: "schlecht")

5. Messung VOC – leicht flüchtig organische Verbindungen

Die VOC-Messungen wurden mit einem Messgerät der Firma Honeywell (Mini RAE 3000+) durchgeführt. Die Analyse erfolgte mit einem PID-Sensor in einem Messbereich von 0 bis 15.000 ppm. Jede Messung wurde über einen Zeitraum von 1 min durchgeführt, Maximalwert und Endwert nach 1 min aufgezeichnet.



Abbildung 8-15: VOC-Messung – Beispielmessung

8.11 Durchführung der Abwassersiebung (V10)

Im Rahmen eines Studienprojektes wurden Laborversuche zur Abwassersiebung (V10) durchgeführt. Dazu wurde ein Trommelsieb mittels einer mit Maschensieb umwickelten 1-l-PET-Flasche, deren Form einer Siebtrommel nachempfunden ist, nachgebildet (Abbildung 8-16). Die Reinigungsleistung wurde anhand der Trübung bestimmt, wobei Maschenweiten von 100, 200 und 500 µm zum Einsatz kamen. Die Befüllung der Siebe erfolgte mit Abwasser aus den Absetzreaktoren (Kapitel 2.2.5) über einen ½-Zoll-Schlauch (Abbildung 8-16). Das Abwasser durchströmt das Sieb und fließt in ein Becherglas, wodurch dieses einstaut. Die Probenahme des überlaufenden Abwassers erfolgte in einem Intervall von 30 Sekunden. Der Versuch wurde beendet, sobald der Filterwiderstand ein Überlaufen der PET-Flasche zur Folge hatte.



Abbildung 8-16: Links: Abwassersiebung; rechts Siebe mit unterschiedlicher Maschenweite

Es wurden als Zuschlagsstoffe Aktivkohle (Kohle P) und Eisen(III)-chlorid dosiert. Die Auswertung beschränkt sich auf die Versuche mit reinem Abwasser und die Dosierung von FeCl_3 . Versuche mit Aktivkohle (Kohle P) führten aufgrund der Verfärbung des Abwassers zu einer fehlerhaften Messung der Trübung im Ablauf. Der Versuchsaufbau beim Einsatz von Zuschlagsstoffen ergab im Allgemeinen keine verwertbaren Ergebnisse. In Rücksprache mit den Herstellern (Kuhn GmbH & Huber SE) wurde darauf hingewiesen, dass eine Übertragbarkeit der Laborversuche auf großtechnische Anlagen aufgrund der komplexen hydraulischen Verhältnisse beim Siebvorgang nicht gegeben ist. Aus diesem Grund wurde von einer Weiterentwicklung des Versuchsaufbaus Abstand genommen, da belastbare Ergebnisse nur in großtechnischen Anlagen erwartet werden können.

8.12 Durchführung der Adsorptionsversuche für NH_4 und PO_4 in Trinkwasser (V3)

Die Adsorptionsversuche wurden in 2-l-Flaschen durchgeführt. Zur Durchmischung wurde ein Rütteltisch genutzt. Die Versuchsreihen V3-1 und V3-2 wurden als Dreifachbestimmung durchgeführt, die Versuchsreihe V3-3 als Doppelbestimmung. Bei den Versuchen zur Adsorptionskinetik (V3-2) wurde nach einer definierten Kontaktzeit die Probe aus der Glasflasche entnommen, so dass das Volumen über die Zeit abnahm.

Die Analyse der Ammonium-Konzentrationen erfolgte mit Küvettentests. Der Messfehler von 5 % war jedoch bei den niedrigen Konzentrationen und der geringen Adsorption zu hoch, so dass anstelle dessen der Gesamtstickstoff analysiert wurde. Eine sinnvolle Auswertung der Daten von Versuchsreihe V3-1 zur Bestimmung des Adsorptionsverhaltens war allerdings nicht möglich.

Im Rahmen der Untersuchung wurden sowohl die Stocklösung als auch eine Referenz ohne Kohle analysiert. Die Berechnung der Adsorption ist in Anhang 8.6 dargestellt. Dabei wurden keine Adsorptionsisotherme oder Gleichgewichtsfaktoren nach Langmuir berücksichtigt.

9 Anhang II – Ergebnisse

9.1 Adsorptionsverhalten

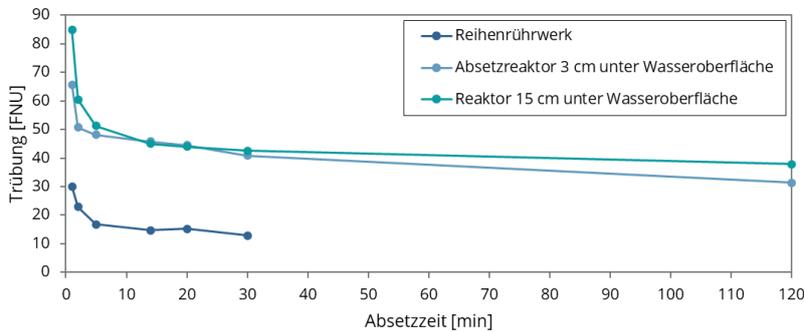


Abbildung 9-1: Ergebnis der Versuchsreihe V6-4 - Vergleich Absetzanlage und Reihenrührwerk

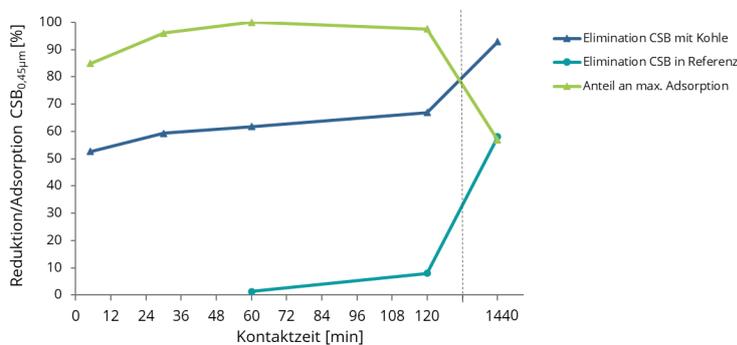
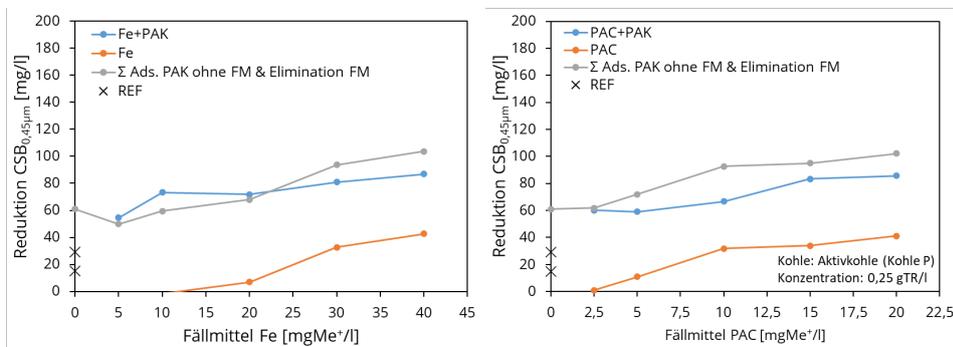


Abbildung 9-2: CSB_{0,45µm}-Adsorption an Kohle P im Abwasser



Anmerkung: Die Messdaten sind aufgrund des sehr hohen Abbaugrades (29 & 15 mg CSB/l) der Referenz CSB_{0,45µm} nur eingeschränkt übertragbar. Die Zunahme der Eliminationsleistung mit steigender Fällmittelkonzentration ist erkennbar.

Abbildung 9-3: CSB_{0,45µm}-Reduktion, korrigiert mit REF0 (links: FeCl₃; rechts Sachtoklar P (PAC) in Versuchsreihe V5-2)

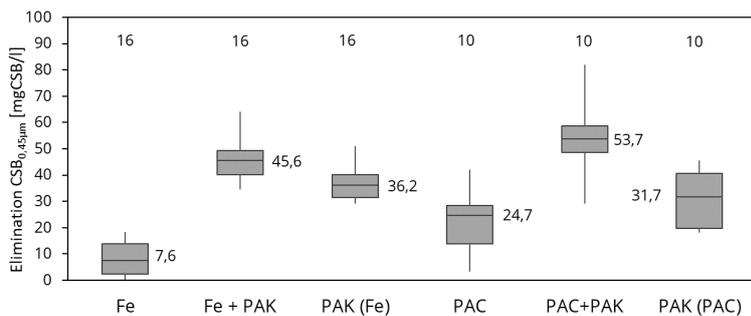


Abbildung 9-4: Boxplot zur Elimination von CSB_{0,45µm}

Tabelle 9.1: Eliminationsleistung für gelösten CSB (S_{CSB}) während der Langzeitversuchsreihe

Bezeichnung			S_{CSB}												
Serie	ID Nr.	Kombi	Zulauf	REF Ablauf	FE Ablauf	P15-Fe Ablauf	PAC Ablauf	P15-PAC Ablauf	P05-Fe Ablauf	Elimination Eisen	Elimination Fe + PAC	Elimination PAC (Fe)	Elimination PAC	Elimination PAC + PAC	Elimination PAC
				A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
			[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	B - A	C - A	H - G	D - A	E - A	K - J
1	3	K1	133	130	-	-	109	84	-	-	-	-	21	46	25
2	8	K2	251	251	-	-	209	175	-	-	-	-	42	76	34
3	13	K1	208	208	-	-	171	132	-	-	-	-	37	76	39
4	18	K3-PAC	186	181	-	-	154	120	-	-	-	-	26	61	35
5	23	K2	398	385	-	-	372	317	-	-	-	-	13	68	55
6	28	K2	197	196	188	-	163	145	-	-	-	-	33	51	18
7	33	K2	495	493	491	440	467	439	-	2	53	51	26	54	28
8	38	K2	230	223	221	173	197	155	-	2	50	48	26	68	42
9	43	K2	269	272	256	208	230	190	-	16	64	48	42	82	40
10	48	K2	144	136	-	-	109	89	-	-	-	-	27	47	20
11	53	K2	195	201	188	159	186	147	-	13	42	29	15	54	39
12	58	K3-PAC	195	193	-	-	189	144	-	-	-	-	3	49	46
13	63	K2	188	185	176	140	163	130	-	10	45	35,8	22	56	33
14	68	K2	93	92	-	-	82	63	-	-	-	-	10	29	19
15	73	K4	168	170	154	123	-	-	-	16	47	30,6	-	-	-
16	78	K2	182	178	171	132	154	124	-	7	46	38,6	23	53	30
17	83	K4	206	210	196	165	-	-	190	14	45	31	-	-	-
18	88	K3-Fe	186	189	170	133	-	-	-	18	56	37,2	-	-	-
19	93	K4	108	117	111	70	-	-	90	6	46	40,8	-	-	-
20	98	K4	119	131	128	91	-	-	122	3	40	37	-	-	-
21	103	K4	190	199	197	160	-	-	202	2	39	36,8	-	-	-
22	108	K4	127	130	130	96	-	-	114	0	35	34,5	-	-	-
23	113	K4	183	177	169	136	-	-	162	8	41	33	-	-	-
24	118	K3-Fe	199	193	180	146	-	-	-	13	47	34	-	-	-
25	123	K5	127	136	130	100	-	-	-	6	36	30	-	-	-
Mittelwert			190	191	191	155	194	163	147	8,5	45,7	37,2	24,5	58,0	33,5
Median			188	189	176	138	171	144	142	7,6	45,6	36,2	26,0	54,0	34,0
Standardabw.			85	83	83	81	97	93	41	5,8	7,3	6,5	10,8	13,5	10,1
n			25	25	17	16	15	15	6	16	16	16	15	15	15

9.2 Adsorptionsverhalten Trinkwasserversuche (V3)

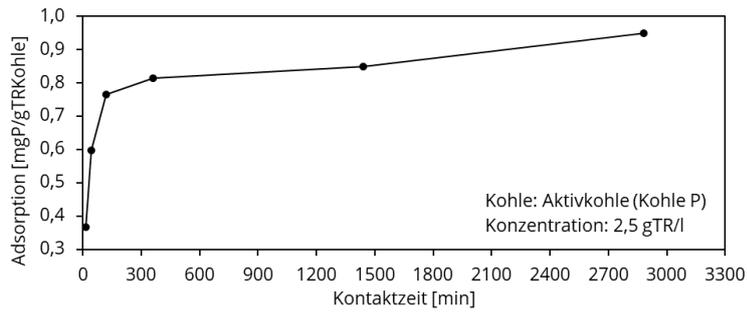


Abbildung 9-5: Adsorption von Phosphat an Kohle P (Versuchsreihe V3-2)

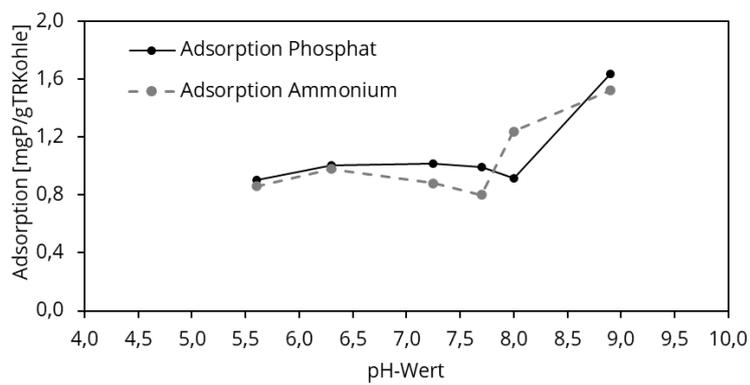


Abbildung 9-6: pH-Wert Einfluss auf die Adsorption (Versuchsreihe V3-3)

9.3 Eliminationsleistung

Tabelle 9.2: Ergebnisse der Langzeitversuchsreihe (V8)

Parameter	VSB Fe						VSB PAC							
	Zul.	REF _{Fe}		Fe		P15-Fe		Zul.	REF _{PAC}		PAC		P15-PAC	
		Ab	Eli.	Ab	Eli.	Ab	Eli.		Ab	Eli.	Ab	Eli.	Ab	Eli.
	[mg/l]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[%]
C _{CSB}	629	404	35,7	291	53,7	254	59,6	605	395	34,7	246	59	210	65
X _{CSB}	431	204	52,6	99,3	76,9	100	76,8	393	185	53,0	61,3	84	57	85
S _{CSB}	198	200	-1,0	192	3,3	155	22,1	212	210	0,9	185	13	153	28
C _N	80,0	76	5,4	72,1	9,9	70	12,4	74	70	5,3	65	12	64	13
C _{NH4}	53,8	55	-1,4	55,9	-3,8	56	-3,1	53	52	1,5	52	1	53	-1
C _P	8,90	7,9	11,0	4,40	50,5	4,3	52,0	8,6	7,7	10,4	2,99	65	2,9	66
C _{PO4}	5,03	5,1	-1,8	2,66	47,1	2,7	46,0	5,3	5,4	-1,2	1,7	69	1,6	70
β-Wert	-	-	-	2,4	-	-	-	-	-	-	3,3	-	-	-
X _{TS}	325	145	55	73	78	75	77,0	318	136	57	61	81	57	82
Trübung	205	124	39	51	75	50	75,6	189	110	42	31	84	32	83
TOC	189	130	31	99	48	88	53,6	174	123	30	81	54	69	61
SAK ₂₅₄	58,8	59	0,3	52	11,4	32	45,6	58	58	-0,8	43	26	25	57
S _{CSB} /C _{CSB}	0,32	0,50	-	0,66	-	0,61	-	0,35	0,53	-	0,75	-	0,73	-
S _{CSB} /SAK ₂₅₄	3,4	3,4	-	3,7	-	4,8	-	3,7	3,6	-	4,3	-	6,1	-
C _{CSB} /C _N	7,9	5,3	-	4,0	-	3,6	-	8,2	5,6	-	3,8	-	3,3	-
C _{NH4} /C _N	0,67	0,72	-	0,78	-	0,79	-	0,71	0,74	-	0,80	-	0,83	-
C _{PO4} /C _P	0,56	0,65	-	0,60	-	0,64	-	0,62	0,70	-	0,56	-	0,54	-
X _{CSB} /X _{TS}	1,3	1,40	-	1,36	-	1,34	-	1,23	1,36	-	1,00	-	1,02	-
X _{CSB} /Trüb.	2,1	1,65	-	1,94	-	2,00	-	2,08	1,68	-	2,01	-	1,81	-
X _{TS} /Trüb.	1,6	1,17	-	1,43	-	1,50	-	1,68	1,24	-	2,01	-	1,78	-

Eliminationsleistung für verschiedene Parameter

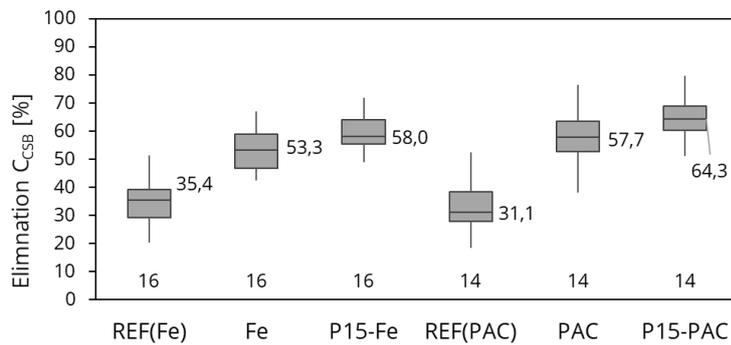


Abbildung 9-7: C_{CSB}-Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)

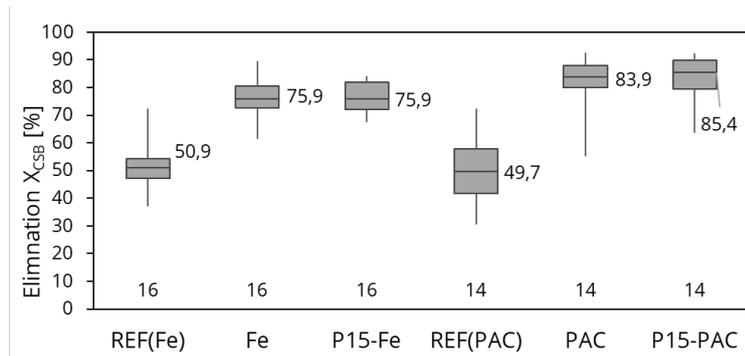


Abbildung 9-8: X_{CSB}-Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)

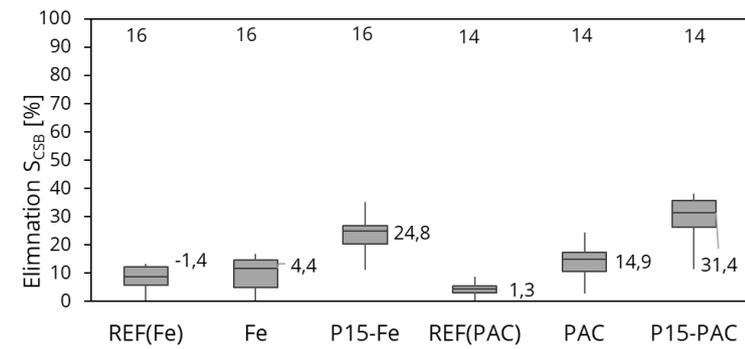


Abbildung 9-9: S_{CSB}-Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)

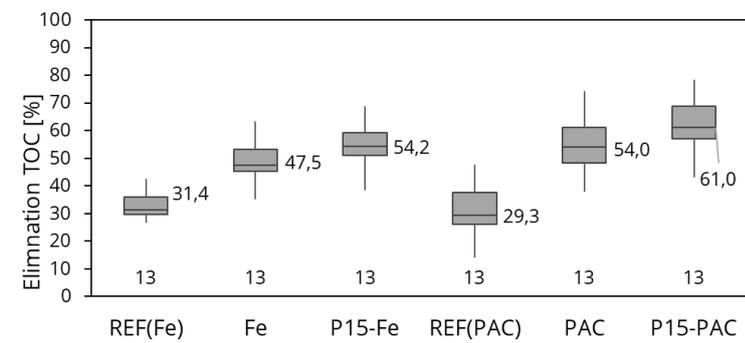


Abbildung 9-10: TOC-Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)

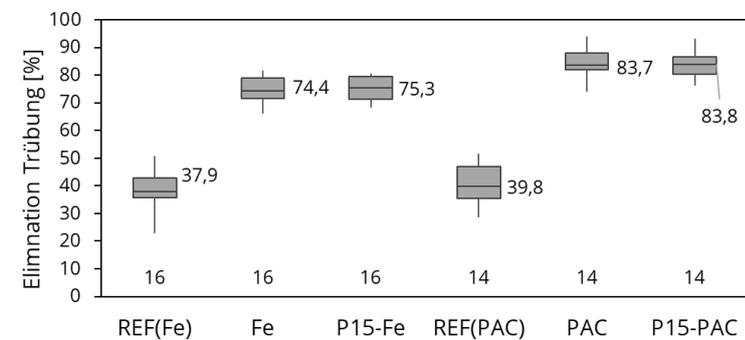


Abbildung 9-11: Verringerung der Trübung (Langzeitversuchsreihe V8)

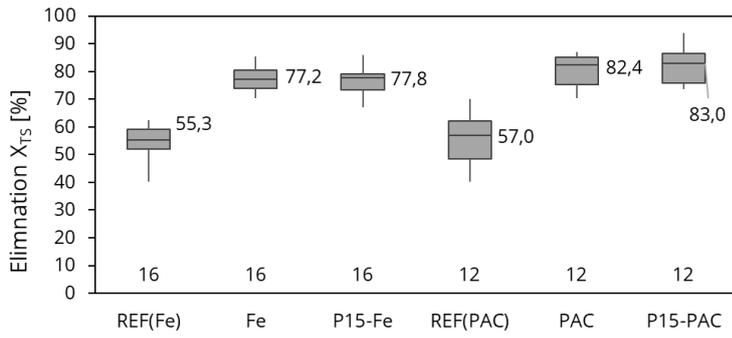


Abbildung 9-12: X_{TS} -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)

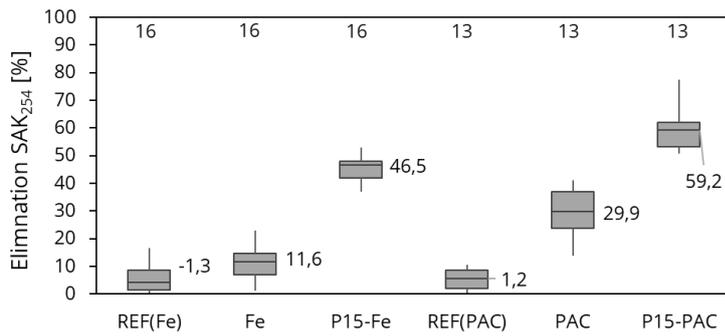


Abbildung 9-13: SAK_{254} -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)

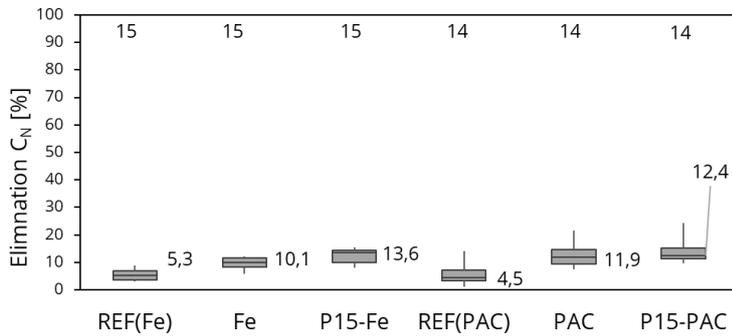


Abbildung 9-14: C_N -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)

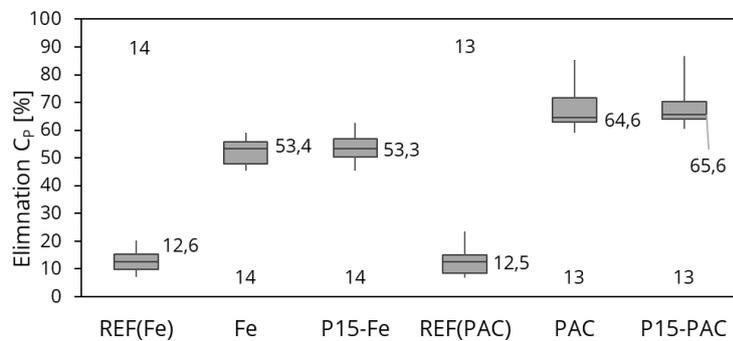
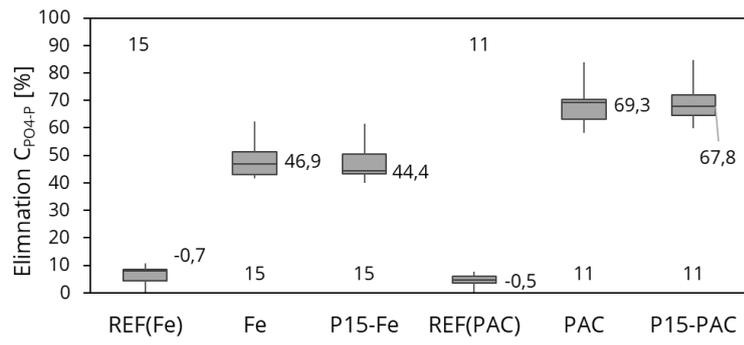


Abbildung 9-15: C_P -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)

Abbildung 9-16: C_{PO_4-P} -Elimination (Langzeitversuchsreihe V8)

9.4 Langzeitversuchsreihe V8 (Schlammeigenschaften)

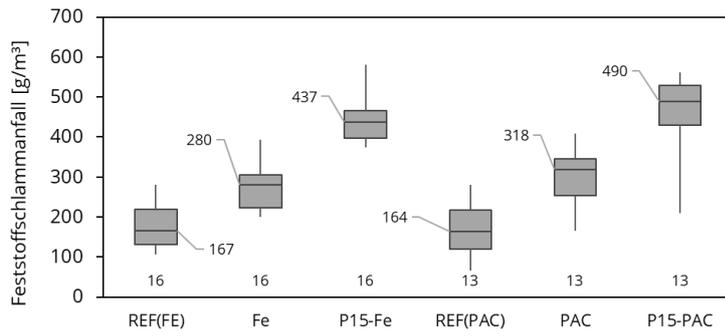


Abbildung 9-17: Schlammmanfall als $X_{TS,PS}$ (Langzeitversuchsreihe V8)

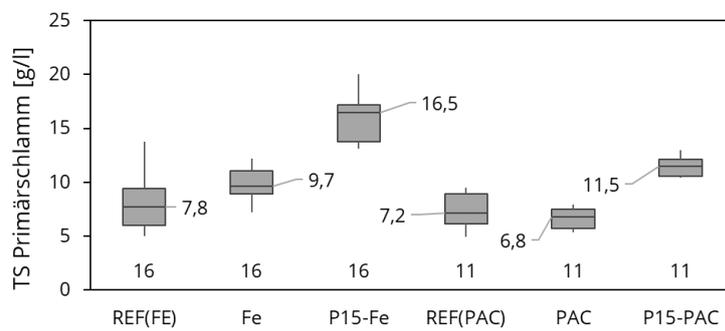


Abbildung 9-18: Feststoffgehalt des Primärschlamm (Langzeitversuchsreihe V8)

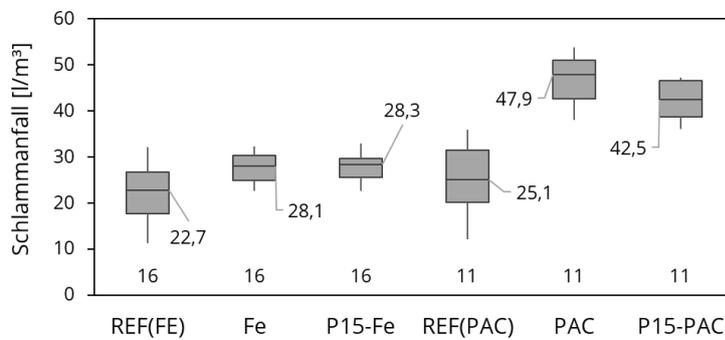


Abbildung 9-19: Schlammmanfall Q_{PS} (Langzeitversuchsreihe V8)

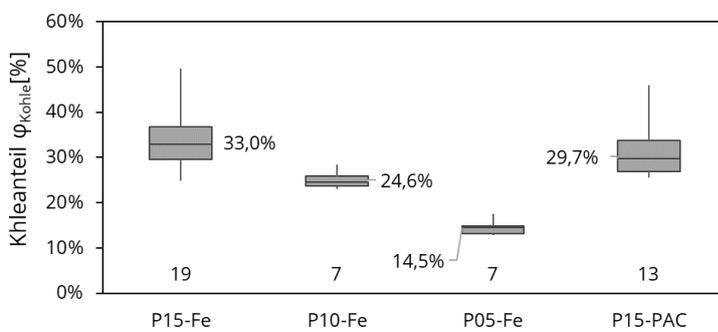


Abbildung 9-20: Kohleanteil φ_{Kohle} (Langzeitversuchsreihe V8)

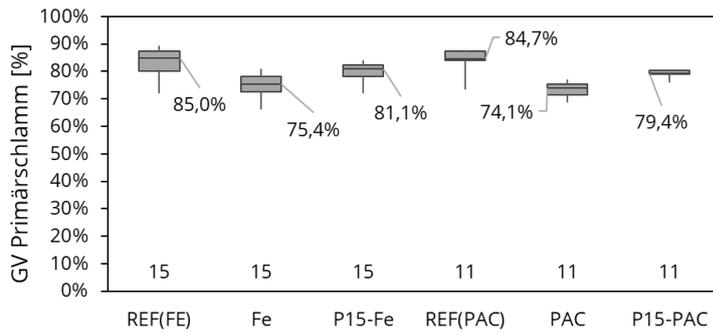


Abbildung 9-21: Glühverlust im Primärschlamm (Langzeitversuchsreihe V8)

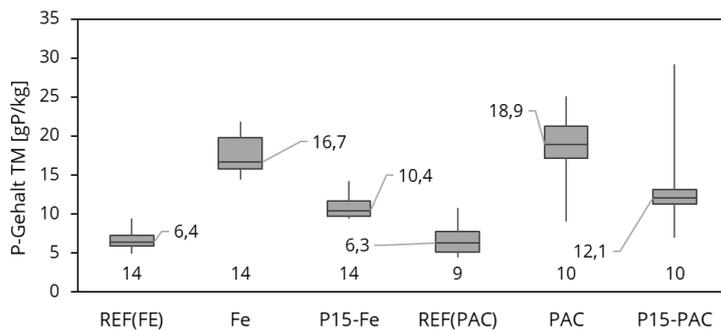


Abbildung 9-22: Spezifischer P-Gehalt im Primärschlamm (Langzeitversuchsreihe V8)

Tabelle 9.3: Zusammenhang zwischen Kohleanteil und Glühverlust

VSB	n	GV _{PS,REF}	GV	$\varphi_{\text{Kohle,PS,TM}}$	$\varphi_{\text{Kohle,PS,GV}}^{1)}$
	[-]	[%]	[%]	[%]	[%]
P15-Fe	14	75,7	80,6	33,3	37,2
P10-Fe	7	75,8	79,4	24,9	28,3
P05-Fe	7	75,8	78,2	14,5	16,8
P15-PAC	6	71,3	78,7	30,8	35,9

¹⁾ Glühverlust Aktivkohle (Kohle P) $GV_{\text{PAK}} = 90 \%$

Heizwert

Tabelle 9.4: Vergleich der berechneten und gemessenen Heizwerte ($H_{u,\text{PAK}} = 33 \text{ MJ/kg}$)

VSB	n	$\varphi_{\text{Kohle,PS,GV}}$	Berechnung			Messung	$H_{u,1}/H_{u,2}$
			$H_{u,\text{PAK}}$	$H_{u,\text{Schlamm}}$	$H_{u,2}$	$H_{u,1}$	
	[-]	[MJ/Kg GV]	[MJ/Kg GV]	[MJ/Kg GV]	[MJ/Kg GV]	[MJ/Kg GV]	[-]
P15-Fe	14	37,2	33,0	21,8	26,0	26,1	1,004
P10-Fe	7	28,3	33,0	21,9	25,0	25,2	1,005
P05-Fe	7	16,8	33,0	21,9	23,8	23,8	1,003
P15-PAC	6	35,9	33,0	21,3	25,5	25,7	1,008

9.5 Anaerobe Batchversuche

Tabelle 9.5: Anaerobe Batchversuche (V9-R) mit TR-Gehalten von 1 – 4 % im Rohschlamm

V	Serie	Substrat	VSB	t [d]	T [°C]	Ansatz
V9-R1-A	V8-4	Dünnschlamm, angeimpft	B15-PAC, P15-PAC, REF0, REF-PAC, F15-PAC	45	35,0	einfach
V9-R1-B	V8-4	Dünnschlamm	B15-PAC, P15-PAC, REF0, REF-PAC, F15-PAC	45	21,5	einfach
V9-R3	V8-18	Dünnschlamm, angeimpft	B15-Fe, P15-Fe, REF0, REF-Fe, F15-Fe	30	39,0	doppelt

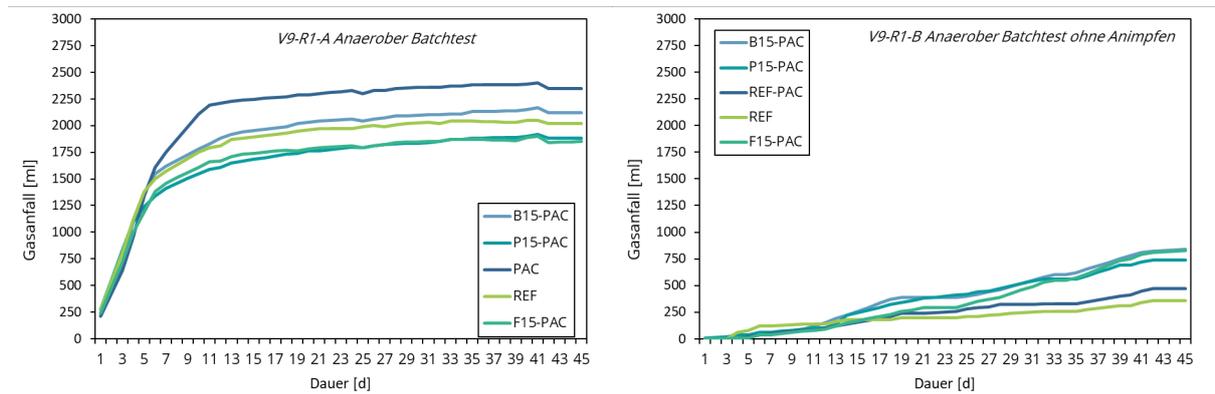


Abbildung 9-23: Gasanfall während des anaeroben Batchtests V9-R1

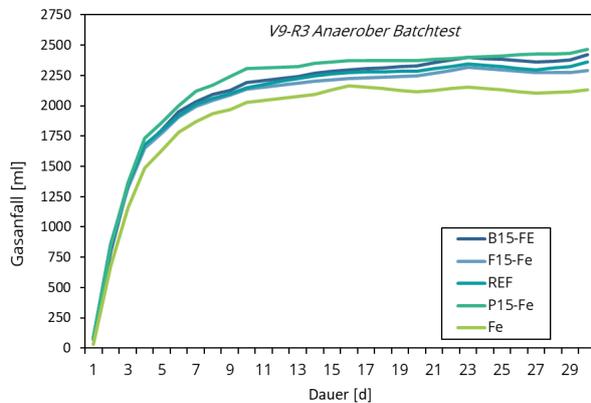


Abbildung 9-24: Gasanfall während des anaeroben Batchtests V9-R3

Tabelle 9.6: Anaerobe Batchtests – Versuche mit entwässertem Schlamm (V9-E)

V	Serie	Schlamm ¹⁾	TR	OS	GV	t	T	Gasfall ²⁾ [ml/g oTM]	CH ₄ [Vol.-%]
			[%]	[g]	[g]	[d]	[°C]		
V9-E1	V8-1	P25-PAC	21,2	259	42	21	21,4	32	k. A.
		P15-PAC	19,1	205	29	21	21,4	26	k. A.
		REF0	23,7	85	14	21	21,4	33	k. A.
		REF-PAC	18,3	255	25	21	21,4	21	k. A.
		P05-PAC	19,0	271	29	21	21,4	29	k. A.
		Faulschlamm	28,3	248	35	21	21,4	k. A.	k. A.
V9-E2	V8-9	P15-PAC	16,6	227	30	34	21,0	57	3,0
		REF-PAC	11,4	213	18	34	21,0	43	2,2
		REF0	17,6	78	11	34	21,0	87	0,9
		P15-Fe	26,5	120	25	34	21,0	46	2,0
		REF-Fe	18,6	116	16	34	21,0	67	1,0
V9-E3	V8-17	P05-Fe	20,7	91	14,9	22	20,8	54	k. A.
		P10-Fe	24,4	91	17,7	22	20,8	30	0,6
		REF0	18,4	51	8,0	22	20,8	24	0,1
		P15-Fe	25,2	115	23,6	22	20,8	24	0,7
		REF-Fe	18,3	79	11,1	22	20,8	34	0,4
		Faulschlamm	26,0	94	13,8	22	20,8	k. A.	2,3
V9-E4	V12	Faulschlamm	26,0	852	109	32	21,0	30	40,7
		Faulschlamm	24,0	673	75	32	21,0	50	52,8
		REF-Fe	29,3	448	93	32	21,0	26	6,1
		P05-Fe	27,2	449	81	32	21,0	27	8,4

¹⁾ Für den Schlamm gewählte VSB, zweifach aufgezählte Schlämme als doppelter Ansatz

²⁾ Gasanfall nach 21 d Aufenthaltszeit

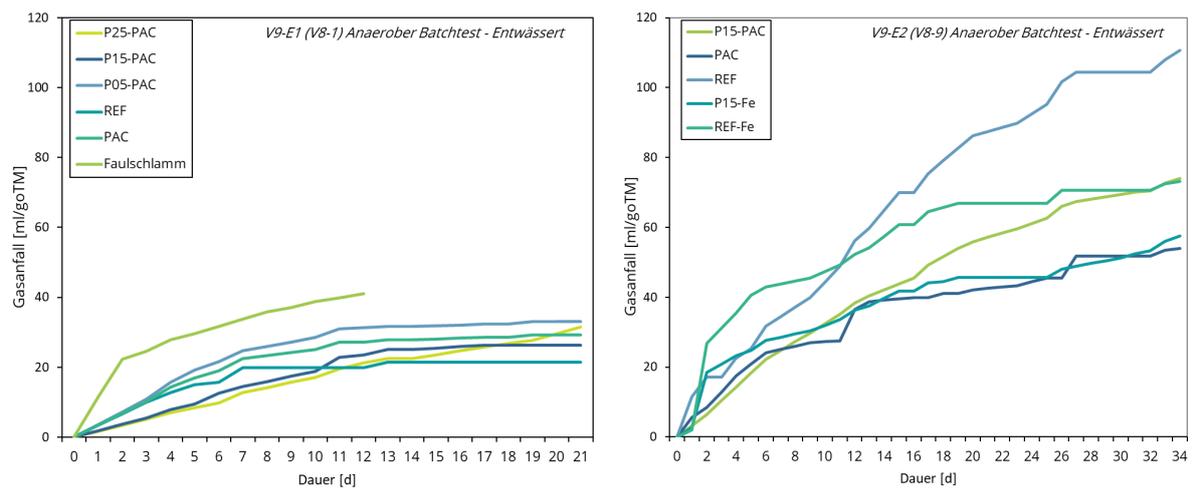


Abbildung 9-25: Gasanfall während der anaeroben Batchtests V9-E1 und V9-E2

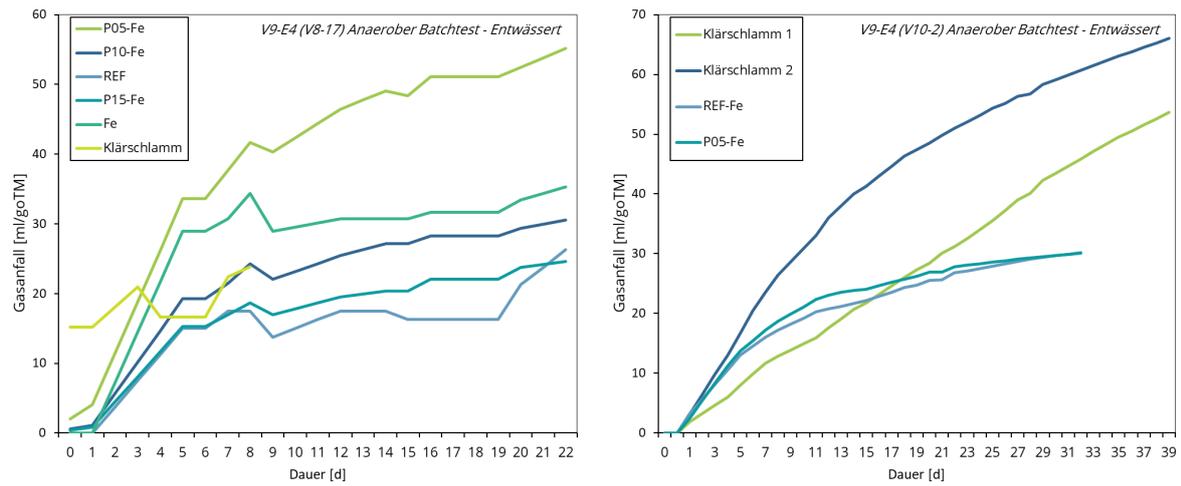


Abbildung 9-26: Gasanzfall während der anaeroben Batchtests V9-E3 und V9-E4

9.6 Olfaktorische Untersuchungen

Tabelle 9.7: Übersicht über die Untersuchung der olfaktorischen Eigenschaften mit Bezug zur gewählten Analyseverfahren

V	Beschreibung	Schlamm aus Versuch Nr.	Menge [g]	1	2	3	4	5	6
				Geruchsprofil	Geruchsintensität	Assoziierter Geruch	Sortierung	Messung VOC	Optische Veränderung
V7-1	Anaerobes Milieu PS mit hoher Kohlekonzentration	V7-1	20 - 50	x	x				
	Aerobes Milieu PS mit hoher Kohlekonzentration	V7-1	20 - 50	x	x				
V7-2	Anaerobes Milieu PS niedriger Kohlekonzentration	V7-2	30 - 20	x	x				
	Anaerobes Milieu PS mit niedriger Kohlekonzentration	V7-2	30 - 20	x	x				
V11-1	Geruchsprobe	V9-E2	100		x	x	x		
	Nach anaerobem Batchversuch	V9-E3	100		x	x	x		
V11-2	Geruchsprobe	V8	25			x	x		
	Getrockneter Klärschlamm	V11 / V12	25			x	x		
V11-3	Anaeroben Milieu Entwässerter Klärschlamm	V12-2	600		x	x		x	
V11-4	Aerobes Milieu Entwässerter Klärschlamm	V12-2	1500 - 300		x	x			x

Tabelle 9.8: Vorversuche zur Stabilität nach LEDWA (2023) (V7), Übersicht über die unterschiedlichen Kohlesorten und -konzentrationen

Versuchsbeschreibung			
Im Rahmen der Untersuchung wurden Vorversuche an einer Absetzanlage zur Erzeugung von Primärschlämmen durchgeführt. Insgesamt wurden zwölf Schlämme erzeugt und mit einer Laborzentrifuge entwässert. Je Durchgang wurde mit den Schlämmen ein aerober und ein anaerober Geruchsversuch durchgeführt.			
Eingesetzte Klärschlämme			
Nr.	VSB	TR [%]	φ_{Kohle} [%]
V7-1-1	B100-Fe	39	ca. 80
V7-1-2	E100-Fe	25	ca. 80
V7-1-3	F100-Fe	22	ca. 80
V7-1-4	P100-Fe	31	ca. 80
V7-1-5	REF-Fe	13	-
V7-1-6	REF0	9	-
V7-2-1	B20-Fe	18	ca. 50
V7-2-2	E20-Fe	14	ca. 50
V7-2-3	F20-Fe	18	ca. 50
V7-2-4	P20-Fe	20	ca. 50
V7-2-5	REF-Fe	12	-
V7-2-6	REF0	9	-
Versuchsbedingungen - Vorversuch mit Absetzanlage			
Absetzversuch V7-1			
Kohle	B, E, F, P		
Konz.	1 g TR/l (1000 mg TR/l)		
FM	FeCl ₃ + kationisches Polymer RF 1204D		
Konz.	14,5 mg Me ⁺ /l + 1,5 mg WS/l		
Absetzversuch V7-2			
Kohle	B, E, F, P		
Konz.	0,2 g TR/l (200 mg TR/l)		
FM	FeCl ₃ + kationisches Polymer RF 1204D		
Konz.	14,5 mg Me ⁺ /l + 1,5 mg WS/l		
Versuchsdurchführung Geruchsanalyse			
Proben wurden im Laborabzug gelagert, Geruchsproben in regelmäßigen Abständen			
Proband: Roman Ledwa			
Analysen: Geruchsprofil, Geruchsintensität			
Aerobes Milieu:			
Anaerobes Milieu:			

V7 – Geruchsintensität (vgl. Tabelle 8.13)

Tabelle 9.9: Geruchsintensität V7-1 mit 1,0 g TR/l; links: aerob; rechts: anaerob

aerob	Versuchsdauer [d]							anaerob	Versuchsdauer								
Probe	0	5	8	11	15	18	22	27	Probe	0	5	8	11	15	18	22	27
B100-Fe	2	3	3	2	2	1	1	1	B100-Fe	3	3		3	3	3	3	2
E100-Fe	2	3	2	1	1	1	1	1	E100-Fe	3	4		4	4	4	4	4
F100-Fe	3	3	1	1	1	0	0	0	F100-Fe	4	4		4	4	3	3	3
P100-Fe	1	0	0	0	0	0	0	0	P100-Fe	2	1		2	2	2	1	0
REF-Fe	4	4		3	3	3	3	3	REF-Fe	4	4		4	4	4	4	4
REF0	4	4		3	3	3	3	3	REF0	4	4		5	5	4	4	5

Tabelle 9.10: Geruchsintensität V7-2 mit 0,2 g TR/l; links: aerob; rechts: anaerob

aerob	Versuchsdauer [d]								anaerob	Versuchsdauer [d]							
Probe	0	2	5	9	12	19	23	27	Probe	0	2	5	9	12	19	23	27
B20-Fe	3	3	3	3	3	2	2	1	B20-Fe	3	3	4	4	3	4	4	4
E20-Fe	3	3	3	3	3	2	2	1	E20-Fe	3	3	4	4	4	4	4	4
F20-Fe	2	3	3	2	2	1	1	0	F20-Fe	2	3	4	4	4	4	4	4
P20-Fe	3	3	3	0	0	0	0	0	P20-Fe	3	3	4	4	4	4	4	4
REF-Fe	3	3	3	3	3	2	1	2	REF-Fe	3	3	4	4	4	4	3	3
REF0	4	4	5	5	5	4	4	4	REF0	4	4	5	5	5	4	4	4

9.7 Olfaktorische Untersuchung getrockneter Klärschlämme (V11-2)

Tabelle 9.11: Durchführung der Geruchsbewertung bei getrockneten Klärschlämmen (V11-2)

Untersuchte Serien und Sonderproben		
Nr.	Zustand	Kommentar
V8-12	gemahlen	
V8-18	gemahlen	
V8-21	getrocknet	
V8-22	getrocknet	
V8-24	getrocknet	
Sonderproben	getrocknet und gemahlen	
V12	getrocknet	nach Entwässerung
V11-aerob	getrocknet	nach Versuchsende V11

Versuchsbedingungen	
Lagerung	Raumtemperatur; Rollrandglas
Trocknung	Im Abzug oder Trockenschrank
Proband	Julius Böckmann
Analysen	Assoziierter Geruch, Fotodokumentation, Sortierung

Versuchsdurchführung	
Trocknung der Proben, Umfüllen in Rollrandglas	
Analyse Geruch: Deckel abnehmen und direkt an der Probe riechen	

Tabelle 9.12: Geruchsbewertung bei getrockneten Klärschlämmen Teil 1 (V11-2)

Versuch	VSB	φ_{Kohle}	Platz	Geruch
V8-12-1	P15-PAC	26 %	2	Süßlich
V8-12-2	REF-PAC	0 %	4	Asche, stechend
V8-12-3	REF0	0 %	5	Asche, stechend
V8-12-4	B15-PAC	30 %	3	Staub
V8-12-5	F15-PAC	28 %	1	Sehr süß

Gemahlen (Kugelmühle)					
-----------------------	---	--	--	--	--

Versuch	VSB	φ_{Kohle}	Platz	Geruch
V8-18-1	B15-Fe	34 %	2	-
V8-18-2	F15-Fe	33 %	1	Schoko-Aroma
V8-18-3	REF0	0 %	4	Zigarettenasche
V8-18-4	P15-Fe	31 %	3	Asche
V8-18-5	REF-Fe	0 %	5	Zigarettenasche

Gemahlen (Kugelmühle)					
-----------------------	---	--	--	--	--

Versuch	VSB	φ_{Kohle}	Platz	Geruch
V8-21-1	P05-Fe	15 %	2	Süßlich
V8-21-2	P10-Fe	25 %	3	Süßlich
V8-21-3	REF0	0 %	4	Muffig
V8-21-4	P15-Fe	33 %	1	Geruchslos
V8-21-5	REF-Fe	0 %	5	Muffig

Getrocknet, nicht gemahlen					
----------------------------	---	--	--	--	--

Versuch	VSB	φ_{Kohle}	Platz	Geruch
V8-22-1	P05-Fe	13 %	3	Süßlich
V8-22-2	P10-Fe	23 %	2	Geruchslos
V8-22-3	REF0	0 %	4	Muffig
V8-22-4	P15-Fe	30 %	1	Geruchslos
V8-22-5	REF-Fe	0 %	5	Muffig

Getrocknet nicht gemahlen					
---------------------------	--	--	--	--	--

Versuch	VSB	φ_{Kohle}	Platz	Geruch
V8-24-1	B15-Fe	34 %	1	Staub
V8-24-2	F15-Fe	34 %	1	Staub
V8-24-3	REF0	0 %	2	Zigarettenasche
V8-24-4	P15-Fe	34 %	1	Süßlich; Staub
V8-24-5	REF-Fe	0 %	3	Staub; Katzenfutter

Gemahlen (Kugelmühle)					
-----------------------	--	--	--	--	--

Versuch	VSB	φ_{Kohle}	Platz	Geruch
V8-24-1	B15-Fe	34 %	3	Muffig
V8-24-2	F15-Fe	34 %	2	Süßlich; Parfüm
V8-24-3	REF0	0 %	4	Muffig
V8-24-4	P15-Fe	34 %	1	Geruchslos
V8-24-5	REF-Fe	0 %	5	Muffig

Getrocknet, nicht gemahlen					
----------------------------	--	--	--	--	--

Tabelle 9.13: Geruchsbewertung bei getrockneten Klärschlämmen Teil 2 (V11-2)

<i>Klärschlamm getrocknet nach Entwässerung, vor Versuch V11-3</i>				
Versuch	VSB	φ_{Kohle}	Platz	Geruch
V-11	KS Freiberg	0 %	3	Klärschlamm, muffig
V-11	REF-Fe 29	0 %	4	Muffig
V-11	P05-Fe 29	14 %	3	Süßlich
V-11	REF-Fe 30	0 %	4	Muffig
V-11	P05-Fe 30	14 %	3	Süßlich
V-11	P05-Fe 30 + ÜSS	10 %	3	Süßlich
V-11	REF-Fe 30 + ÜSK	10 %	2	Geruchslos
V-11	ÜSK	27 %	1	Geruchslos
V-11	KS Öhringen	k. A.	5	Chemisch, stechend

Getrocknet, nicht gemahlen



<i>Klärschlamm getrocknet nach Versuchsende V11-3</i>				
Versuch	VSB	φ_{Kohle}	Platz	Assoziierter Geruch
V11-3 Ae-1	KS Freiberg	0 %	2	Nahezu geruchslos
V11-3 Ae-2	REF-Fe 29	0 %	7	Faulig, stinkend
V11-3 Ae-3	P05-Fe 29	14 %	3	Süßlich
V11-3 Ae-4	REF-Fe 30	0 %	6	Fäkalien, stinkend
V11-3 Ae-5	P05-Fe 30	14 %	5	Muffig, süß
V11-3 Ae-6	P05-Fe 30 + ÜSS	10 %	4	Süßlich
V11-3 Ae-7	REF-Fe 30 + ÜSK	10 %	1	Erdig, geruchslos
V11-3 Ae-8	ÜSK	27 %	-	-

Getrocknet, nicht gemahlen



Tabelle 9.14: Durchführung der Geruchsbewertung bei anaerob gelagerten, entwässerten Klärschlämmen (V11-3)

Nr.	Schlamm	TR [%]	φ_{Kohle} [%]
An-1	KS Freiberg	25,0	-
An-2	REF-Fe 29	28,7	-
An-3	P05-Fe 29	29,9	13,7
An-4	REF-Fe 30	27,2	-
An-5	P05-Fe 30	29,3	13,7
An-6	P05-Fe 30 + ÜSS	23,3	9,6
An-7	REF-Fe 30 + ÜSK	22,3	9,8

Versuchsbedingungen	
Lagerung	Raumtemperatur, Abzug
Milieu	Anaerob (luftdichte Lagerung)
Proband	Julius Böckmann
Zeitraum	30.05. bis 20.06. (22 Tage)
Analysen	VOC, Geruchsintensität, assoziierter Geruch



Versuchsdurchführung	
Luftdichte Lagerung der Schlämme	
Vor der Analyse der VOC wurden die Proben für 10 Sekunden geschüttelt	
Analyse Geruch: Nach VOC Messung am komplett geöffnetem Gefäß	

Besonderheiten	
Probe KS Freiberg wurde am 22.05. entnommen und am 30.05. für den Versuch abgefüllt	

Tabelle 9.15: VOC-Konzentrationen anaerob gelagerter, entwässerter Klärschlämme (V11-3)

Datum		04.06.	06.06.	11.06.	13.06.	17.06.	20.06.
Uhrzeit		15:30	14:00	13:00	13:15	09:50	10:30
An-1 KS Freiberg	Gewicht [g]	1192	-	1191,4	1190,9	1190,5	1190,1
	Max [ppm]	8,5	7	7,5	9,9	14	41,5
	Ende [ppm]	3,7	3	2,3	1,9	1,3	23
	Geruch [-]	Muffig, Ammoniak	Muffig, Ammoniak	Nasse Erde, etwas Gummi	Erdig, muffig	Erdig, muffig	Erdig, muffig
	Intensität [-]	2	-	2	2	1	1
An-2 REF-Fe 29	Gewicht [g]	978,1	977,1	977,1	975,9	975,1	974,9
	Max [ppm]	80,2	63,2	67,7	62,4	71,4	301
	Ende [ppm]	43,1	11,7	41,3	30	22,7	221
	Geruch [-]	PS, stechend	PS, stechend, faulig	Stark faulig, muffig, stechend, PS	Deutlich PS, stechend, stinkt übel, faulig	Säuerlich, PS stinkend	Faulig
	Intensität [-]	4	4 - 5	4 - 5	5	5	4 - 5
An-3 P05-Fe 29	Gewicht [g]	967	966,3	963,7	962,6	961,2	959,9
	Max [ppm]	6,6	6,9	5,4	6,2	4,4	0,4
	Ende [ppm]	3,5	2,6	2	2,4	0,7	0
	Geruch [-]	Süßlich	Süßlich, stechend	Leicht stechend	Leicht stechend, muffig, alter Waschlappen	Stinkend, säuerlich, stechend	Süßlich
	Intensität [-]	2-3	3	3	3	3-4	2-3
An-4 REF-Fe 30	Gewicht [g]	976,3	975,2	970,5	969,8	968,5	966,4
	Max [ppm]	104,6	116,4	48,2	23,9	15,2	2,9
	Ende [ppm]	90	80	25	15,2	5,3	0,1
	Geruch [-]	Süßlich muffig	Süßlich, säuerlich, stechend	Feucht, muffig, etwas PS	Deutlich PS, muffig/nass	Stinkend, säuerlich	Muffige Erde
	Intensität [-]	3	4	3	3	3	2 - 3
An-5 P05-Fe 30	Gewicht [g]	975,1	974,4	975,1	974,3	974,3	973,1
	Max [ppm]	55,2	54,1	86,4	102,4	51,9	85,4
	Ende [ppm]	32,1	23,6	67,7	69,7	43,8	76,7
	Geruch [-]	Süßlich muffig	Süßlich	Stechend, etwas PS	Stechend muffig, PS	Säuerlich, stechend stinkend	Faulig süß
	Intensität [-]	3	4	3	3-4	4 - 5	6
An-6 P05-Fe 30 + ÜSS	Gewicht [g]	972,4	971,6	969,7	969,1	968	967,3
	Max [ppm]	33,4	32	8,2	10,7	11,9	7,7
	Ende [ppm]	21	19,1	4,7	5,5	2,8	1,8
	Geruch [-]	Süßlich muffig	Süßlich säuerlich	Dumpf, muffig	Erdig, dumpf, muffig	Säuerliche, stechend	Süßlich
	Intensität [-]	3	4	3	3	4	3
An-7 REF-Fe 30 + ÜSK	Gewicht [g]	981,1	980,1	977,8	976,9	976	975,4
	Max [ppm]	9	2,2	0,7	0,6	0,7	0
	Ende [ppm]	6,6	1,4	0	0,1	0	0
	Geruch [-]	Leicht süßlich	Pilzig, muffig	Pilzig, muffig, feucht, nasse Erde	Feucht, nasse Erde schimmelig,	Pilzig	Pilzig
	Intensität [-]	1	3	3	3	2	1 - 2

Tabelle 9.16: Durchführung der Geruchsbewertung bei aerob gelagerten, entwässerten Klärschlämmen (V11-4)

Nr.	Schlamm	TR [%]	φ_{Kohle} [%]
Ae-1	KS Freiberg	25,0	
Ae-2	REF-Fe 29	28,7	
Ae-3	P05-Fe 29	29,9	13,7
Ae-4	REF-Fe 30	27,2	
Ae-5	P05-Fe 30	29,3	13,7
Ae-6	P05-Fe 30 + ÜSS	23,3	9,6
Ae-7	REF-Fe 30 + ÜSK	22,3	9,8
Ae-8	ÜSK	16,2	27,3
Versuchsbedingungen			
Lagerung	Raumtemperatur; Abzug		
Milieu	Aerob (eingeschränkte Luftzirkulation, Abdeckung mit Alu-Folie)		
Proband	Julius Böckmann		
Zeitraum	21.05. bis 01.07. (41 Tage)		
Analysen	Geruchsintensität, assoziierter Geruch, Fotodokumentation		
Versuchsdurchführung			
Lagerung von verschiedenen Klärschlämmen bei eingeschränktem Luftwechsel			
Analyse Geruch: Alufolie abnehmen und direkte Geruchsprobe, danach oberste Schicht durchmischen und erneute Geruchsprobe			

Tabelle 9.17: Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-1, Ae-2, Teil 1)

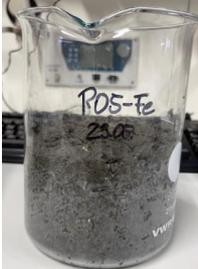
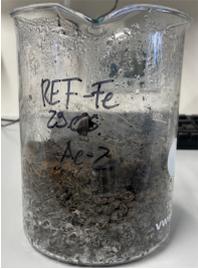
Ae-1 FS-Fg-1					Ae-2 REF-Fe 29.05.			
Datum	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung
21.05.	0 d	Oberfläche 4	Ammoniak, stickig, Faulschlamm					
29.05.	8 d	Oberfläche 3	Ammoniak, dampfig, Belebtschlamm,		0 d	Oberfläche 2	Feuchter Lappen, muffig	
		Umgewälzt 4	Erdig, pilzig, stickig					
30.05.	9 d	Oberfläche -	-		1 d	Oberfläche 2	Feuchter Lappen, muffig	
31.05.	10 d	Oberfläche 3	muffig stickig		2 d	Oberfläche 1-2	Abwasser	
		Umgewälzt 3	muffig stickig			Umgewälzt 2	Rechengut	
06.06.	16 d	Oberfläche 2-3	Erdig, stickig, pilzig		8 d	Oberfläche 3	Erdig, muffig	
		Umgewälzt 3	Erdig, stickig, pilzig			Umgewälzt 4	PS, schimmelig	
					Oberfläche braun, Rest schwarz schimmelig, Beim Umrühren Aufschwimmen von schimmlichen Brocken			

Tabelle 9.18: Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-1, Ae-2, Teil 2)

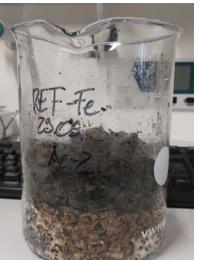
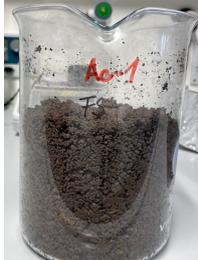
Ae-1 FS-Fg-1					Ae-2 REF-Fe 29.05.				
Datum	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	
11.06.	21 d	Oberfläche -	Erdig, etwas schimmelig		13 d	Oberfläche -	Erdig, muffig		
		Umgewälzt -	Erdig, etwas schimmelig			Umgewälzt -	PS, stechend,		
13.06.	23 d	Oberfläche 2	Erdig, dumpf		15 d	Oberfläche 2	Erdig, muffig		
		Umgewälzt 2	Erdig, dumpf			Umgewälzt 3	Faulig, PS, stechend		
17.06.	27 d	Oberfläche 1	Erdig dampfig		19 d	Oberfläche 1-2	Erdig, muffig, schimmelig		
		Umgewälzt 1	Erdig dampfig			Umgewälzt 3	Kuhdung, pilzig		
					<i>Pilzwachstum an Oberfläche, Oberfläche rotbraun darunter schwarz</i>				
01.07.	41 d	Oberfläche 1	Erdig dampfig, muffig		33 d	Oberfläche 2	Belebtschlamm		
		Umgewälzt 1	Erdig dampfig, muffig, alter Autoreifen			Umgewälzt 3	Pilzig, Eigengeruch, faulig		
					<i>Pilzwachstum an Oberfläche, Oberfläche rotbraun darunter schwarz</i>				

Tabelle 9.19: Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-3, Ae-4, Teil 1)

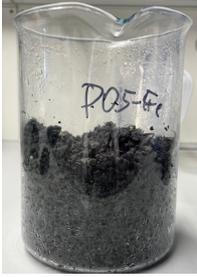
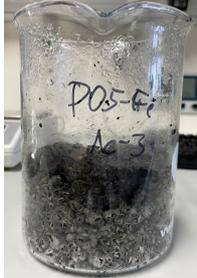
Ae-3 P05-Fe 29.05					Ae-4 REF-Fe 30.05.				
Datum	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	
21.05.									
29.05.	0 d	Oberfläche 3	Süßlich, muffig, alter Lappen						
30.05.	1 d	Oberfläche 3	Süßlich, muffig, alter Lappen		0 d	Oberfläche 2	Feuchter alter Lappen, Abwasser		
31.05.	2 d	Oberfläche 1	Leicht nach Abwasser, nahezu geruchlos		1 d	Oberfläche 3	Muffig, Rechengut		
		Umgewälzt 2-3	Muffiges Abwasser, etwas süß			Umgewälzt 3	Muffig, Rechengut		
06.06.	8 d	Oberfläche 2	Süßlich		7 d	Oberfläche 3	Muffig, erdig		
		Umgewälzt -	Pilzig, Eigengeruch			Umgewälzt 4	Faulig PS		
Oberfläche grau, Rest schwarz									

Tabelle 9.20: Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-3, Ae-4, Teil 2)

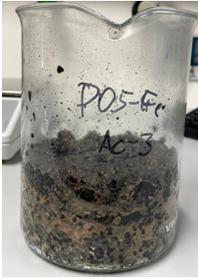
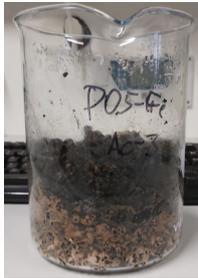
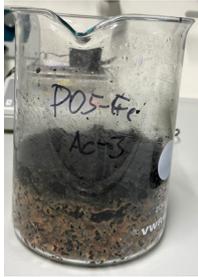
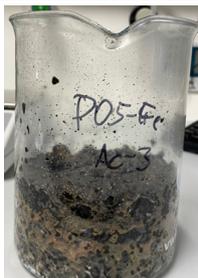
Ae-3 P05-Fe 29.05					Ae-4 REF-Fe 30.05.				
Datum	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	
11.06.	13 d	Oberfläche -	Nahezu geruchlos		12 d	Oberfläche -	Erdig, muffig, ähnlich wie Ae1, aber deutlicher		
		Umgewälzt -	Pilzig			Umgewälzt -	PS		
13.06.	15 d	Oberfläche 1	Erdig, muffig		14 d	Oberfläche 1-2	Erdig, muffig		
		Umgewälzt 3	Pilzig, Eigengeruch			Umgewälzt 4	Deutlich PS		
17.06.	19 d	Oberfläche 1	Erdig		18 d	Oberfläche 1-2	Erdig, muffig, Belebtschlamm		
		Umgewälzt 2-3	Pilzig			Umgewälzt 5	PS, stechend, stinkend		
01.07.	33 d	Oberfläche 1	Fast geruchlos, süßlich		32 d	Oberfläche 4	Ammoniak		
		Umgewälzt 3	Dumpf, pilzig			Umgewälzt 5	PS, stechend stinkend, faulig		

Tabelle 9.21: Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-5, Ae-6, Teil 1)

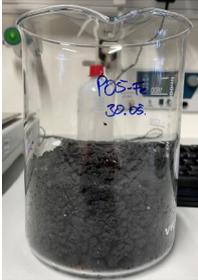
Ae-5 P05-Fe 30.05.					Ae-6 P05-Fe + ÜSS			
Datum	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung
21.05.								
29.05.								
30.05.	0 d	Oberfläche 2	Süßlich, nicht Kläranlage					
31.05.	1 d	Oberfläche 1	Abwasser		1 d	Oberfläche 2	Muffig, Abwasser, nasser Lappen	
		Umgewälzt 2-3	Süßlich, muffig					
06.06.	7 d	Oberfläche 3	Muffig, süß		7 d	Oberfläche 2	Erdig, muffig	
		Umgewälzt 4	Pilzig, erdig, muffig			Umgewälzt 3	Pilzig, Eigengeruch	

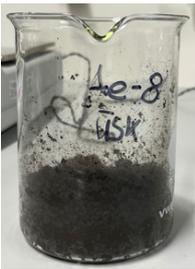
Tabelle 9.22: Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-5, Ae-6, Teil 2)

Ae-5 P05-Fe 30.05.					Ae-6 P05-Fe + ÜSS				
Datum	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	
11.06.	12 d	Oberfläche -	Muffig, erdig		12 d	Oberfläche -	Erdig, muffig		
		Umgewälzt -	Erdig, muffig, metallischer Geruch			Umgewälzt -	Eigengeruch, feucht, schimmelig, pilzig		
13.06.	14 d	Oberfläche 2	Muffig, feucht, leicht erdig		14 d	Oberfläche 1	Leicht erdig		
		Umgewälzt 4	Erdig, muffig, metallischer Geruch			Umgewälzt 3	Feucht, schimmelig, pilzig		
17.06.	18 d	Oberfläche 1	Süßlich, erdig		18 d	Oberfläche 1	Erdig, muffig		
		Umgewälzt 3	Schimmelig, Eigengeruch			Umgewälzt 3	Schimmelig, Eigengeruch, wie Ae-5		
01.07.	32 d	Oberfläche 1	Süßlich, erdig		32 d	Oberfläche 1	Erdig		
		Umgewälzt 3	Schimmelig, Eigengeruch			Umgewälzt 1-2	Süßlich		

Tabelle 9.23: Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-7, Ae-8, Teil 1)

Ae-7 REF-Fe + ÜSK					Ae-8 ÜSK			
Datum	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung
21.05.								
29.05.								
30.05.								
31.05.	1 d	Oberfläche 1	Feuchter Lappen		1 d	Oberfläche 1	Süßlich, nicht Abwasser	
06.06.	7 d	Oberfläche 2	Erdig, muffig		7 d	Oberfläche 0	Geruchlos	
						Umgewälzt 2	Erdig, pilzig	

Tabelle 9.24: Geruchsbewertung bei den unter aeroben Bedingungen gelagerten entwässerten Klärschlämmen (V11-4, Ae-7, Ae-8, Teil 2)

Ae-7 REF-Fe + ÜSK					Ae-8 ÜSK				
Datum	Standzeit	Intensität	Geruch	Abbildung	Zustand	tensit	assoziierter Geruch	Bild	
11.06.	12 d	Oberfläche	-	erdig		Oberfläche	1	Etwas feucht, muffig, Intensität nicht sehr hoch	
		Umgewälzt	-	nicht assoziierbar		Umgewälzt	-	Pilzig	
13.06.	14 d	Oberfläche	1	Erdig		Oberfläche	0	Geruchlos	
		Umgewälzt	2	Nicht assoziierbar, etwas metallisch		Umgewälzt	2	Pilzig	
17.06.	18 d	Oberfläche	1	Erdig		Oberfläche	0	Geruchlos	
		Umgewälzt	2-3	Pilziger Eigengeruch		Umgewälzt	2	Pilzig	
01.07.	32 d	Oberfläche	1	Erdig		Oberfläche	0	Geruchlos	
		Umgewälzt	3	Pilziger Eigengeruch		Umgewälzt	1	Nahezu geruchlos	

10 Anhang III – Bilanzierung

10.1 Variantenvergleich

Tabelle 10.1: Verfahrenstechnik der Modellkläranlagen

Verfahrensstufe	Variante A GK5 100.000 EW		Variante a GK4a 30.000 EW	
	Ist	HOKB	Ist	HOKB
Vorfällung	-	FeCl ₃	-	FeCl ₃
Kohledosierung	-	PAK vor VKB	-	PAK vor VKB
Vorklärung	Becken	Becken	-	Sieb
Belebung	DN/N	DN/N + 4. RGS	DN/N	DN/N + 4. RGS
PS-Eindickung	statisch	maschinell		maschinell
ÜS-Eindickung	maschinell	maschinell	maschinell	maschinell
Stabilisierung	anaerob	-	aerob	-
Entwässerung	Zentrifuge	Zentrifuge	Schneckenpresse	Schneckenpresse
Lagerung	Silo	Silo	Abrollcontainer	Abrollcontainer
Verwertung	Monoverbrennung	Monoverbrennung	Landwirtschaft	Monoverbrennung

10.2 Randbedingungen für die Stoffstrombilanzierung

Tabelle 10.2: Randbedingungen für die Stoffstrombilanz

Bereich	Bezeichnung	Abk.	Einheit	Wert	Quelle / Kommentar
Zulauf	Spezifischer Abwasseranfall	$q_{s,E}$	[l/(E·d)]	190	Annahme
	Spezifischer Schmutzwasseranfall	$q_{s,E}$	[l/(E·d)]	120	Annahme
	CSB-Gehalt Organik	f_{CSBoTS}	[mg CSB/g oTS]	1,70	DWA-A 131 (2016)
	CSB-Gehalt Biomasse	$f_{CSBoTS,BM}$	[mg CSB/g oTS]	1,42	Berechnet aus Heizwert
	CSB-Gehalt Aktivkohle	$f_{CSBoTS,PAL}$	[mg CSB/g oTS]	2,63	DWA-A 131 (2016); 0,2 - 0,35
	Inerter partikulärer CSB	f_A	[-]	0,25	DWA-A 131 (2016); 0,15 - 0,25
	Anteil leicht abbaubarer CSB	f_{CSB}	[-]	0,35	DWA-A 131 (2016); 0,05 - 0,1
	Inerter gelöster CSB	f_5	[-]	0,04	Annahme auf Basis der Langzeitversuche vgl. Tab YX
	Anteil gelöster CSB im Zulauf	f_{CSB}	[-]	0,3	DWA-A 131 (2016) (0,7 - 0,8)
	Glühverlust im Zulauf	GV_{Zu}	[%]	75	Siehe Erläuterung; Tabelle 2-14
	Adsorption S_{CSB} durch PAK	$q_{S_{CSB,PAK}}$	[mg CSB/g oTR]	250	Siehe Erläuterung; Tabelle 2-14
	Adsorption S_{CSB} durch Fällmittel	$q_{S_{CSB,FM}}$	[mg CSB/mg Me ⁻¹]	0,8 ³⁾	Siehe Erläuterung; Tabelle 2-14
Vorklä rung	Wirksubstanz Fällmittel	WS_{FM}	[g Me ⁻¹ /kg FM]	138	Annahme für Eisen(III)chlorid
	Eliminationsleistung partikulärer CSB	η_{XCSB}	[%]	50 / 75	ohne Vorfällung / mit Vorfällung
	Schlammfall durch Fällung mit Eisen	TS_{Fall}	[g TS/g Me ⁻¹]	2,5	DWA-A 131 (2016)
	Beta-Wert Vorfällung	$\beta_{Vorfällung}$	[%]	2	Annahme
	Temperatur Belebung	T_{FB}	[°C]	12 / 15	12°C für Auslegung Beckenvol.; 15°C für Bilanzierung
	Aerobes Schlammalter	$t_{TS,aerob}$	[d]	7 / 9,5 / 20	GK5: PF 1,5; GK4 2,1; aerobe Stab. 20 d
	Anteil Denitrifikation	V_D/A_{FB}	[-]	x	Berechnet auf Basis von $C_{NO3-N,NH_4,soil}$
	Biologische P-Elimination	$X_{P,BIOP}$	[-]	0,002 / 0	DWA-A 131 (2016); GK5 / GK4a
	Beta-Wert P-Fällung Belebung	$\beta_{Belebung}$	[-]	1,5	für Simultanfällung
	Ammoniumgehalt im Ablauf	$C_{NH_4-N,N}$	[mg N/l]	0	DWA-A 131 (2016)
Fäulung	Nitratgehalt im Ablauf	$C_{NO3-N,N,soil}$	[mg N/l]	9,1 / 12,6	0,7 * $S_{anorg,N,UW}$ (GK5: 13 mgN/l; GK4: 18 mgN/l)
	Phosphatgehalt im Ablauf	$C_{P,AN}$	[mg P/l]	0,6 / 1,2	$C_{P,AN} = 0,6 * C_{P,UW}$ (GK5: 1 mgN/l; GK4: 2 mgN/l)
	Temperatur Fäulung	T_{FB}	[°C]	40	DWA-M 368 (2014)
	Schlammalter Fäulung	t_{FB}	[d]	20 / 25	DWA-M 368 (2014) Tabelle 10: GK5 / GK4a
	Hydrolyse	$\eta_{CSB,iner}$	[%]	3	Umwandlung $X_{CSB,iner}$ in $S_{CSB,iner}$
	Fällung PO_4-P in Fäulung	$\eta_{abb,FB}$	[%]	50	Fällung des frei werdenden PO_4-P
	Abbaugrad	$\eta_{abb,FB}$	[%]	54 / 52,7	Berechnet nach DWA-M 368 (2014); GK5 / GK4a
	Gasanfall	$[NI CH_4/kg CSB]$	[NI CH ₄ /kg CSB]	350	Weichgrebe (2015), Schaum (2016)
	CH_4 -Gehalt	$[Vol.-%]$	[Vol.-%]	60	Annahme
	Entwässerung	Feststoffgehalt PS vor Eindickung	$TS_{PS,roh}$	[g/l]	20
Feststoffgehalt PS nach Eindickung		$TS_{PS,dick}$	[g/l]	40 / 60	Ständeindicker 40 g/l, Masch. Eindickung 60 g/l
Feststoffgehalt USS vor Eindickung		$TS_{US,roh}$	[g/l]	9	Annahme
Feststoffgehalt USS nach Eindickung		$TS_{US,dick}$	[g/l]	60	Masch. Eindickung
Trockenrückstand Austrag Entwässerung		$TR_{Austrag}$	[%]	26 - 35	
CSB-Gehalt FHM		$C_{CSB,pFM}$	[g CSB/kg WS]	3000	Schaum (2016)
Solar	Dosierung FHM Eindickung	$f_{OTM,Abbau,irk}$	[g WS/kg TM]	2	Annahme
	Dosierung FHM Entwässerung	$f_{OTM,Abbau,irk}$	[g WS/kg TM]	8 / 6	DWA-M 366 (2013) GK5 / GK4a
	Feststoffgehalt nach solarer Trocknung	TR_{irk}	[%]	80	Annahme
	Verlust Organik während Trocknung	$f_{OTM,Abbau,irk}$	[%]	20	Abschätzung über Dellbrücke 2021 mit Verlust GV 5%

10.3 Randbedingungen für die Energiebilanz

Tabelle 10.3: Randbedingungen für die Energiebilanz

Bereich	Bezeichnung	Abk.	Einheit	GK5	GK4a	Quelle / Kommentar	
KG	Prozentualer Anteil FG-Nutzung	N_{KWK}	[%]	98	95	Anteil Notfackel	
	Methanschlupf	N_{CH4}	[%]	1	1	Annahme	
	Elektrische Wirkungsgrad BHKW	$\eta_{BHKW,el}$	[%]	40	37	DWA-A 216 (2015) Anhang A.4	
	Thermischer Wirkungsgrad BHKW	$\eta_{BHKW,th}$	[%]	50	53	DWA-A 216 (2015) Anhang A.4	
	Stromverbrauch Kläranlage	Gesamtanlage	e_{ges}	[kWh _{el} /(E a)]	30	37	Annahme für energieoptimierte Kläranlage
		Abwasserhebung	$e_{Hebewerk}$	[kWh _{el} /(E a)]	2,0	3,3	DWA-A 216 (2015) Anhang B: GK5 25% & GK4a 50% Unterschreitungshäufigkeit
		Mechanik (Sandfang, Rechnen)	$e_{Sf,Re}$	[kWh _{el} /(E a)]	0,6	1	DWA-A 216 (2015) Anhang B: GK5 25% & GK4a 50% Unterschreitungshäufigkeit
		Vorfällung	e_{VF}	[kWh _{el} /(E a)]	0,1	0,2	Annahme
		Dosierung PAK vor VK	$e_{PAK,VK}$	[kWh _{el} /(E a)]	0,1	0,2	Annahme
		Vorklärung	e_{VK}	[kWh _{el} /(E a)]	0,1	0,5	0,5 kWh _{el} /(E a) bei Abwassersiebung Kaleess (2017)
		Belüftung	e_{Bel}	[kWh _{el} /(E a)]	11,4	15,1	DWA-A 216 (2015) Anhang B: GK5 25% & GK4a 50% Unterschreitungshäufigkeit
		Umwälzung	$e_{Wälz}$	[kWh _{el} /(E a)]	2,3	3,7	DWA-A 216 (2015) Anhang B: GK5 25% & GK4a 50% Unterschreitungshäufigkeit
		Rücklaufschlammförderung	e_{RQS}	[kWh _{el} /(E a)]	1,7	2,6	DWA-A 216 (2015) Anhang B: GK5 25% & GK4a 50% Unterschreitungshäufigkeit
Rezirkulation		e_{RZ}	[kWh _{el} /(E a)]	0,9	1,8	DWA-A 216 (2015) Anhang B: GK5 25% & GK4a 50% Unterschreitungshäufigkeit	
Wärmebedarf KA	Eindickung	e_{Ed}	[kWh _{el} /(E a)]	0,1	0,6	DWA-A 216 (2015) Anhang B: GK5 25% & GK4a 50% Unterschreitungshäufigkeit	
	Faulung	e_{FB}	[kWh _{el} /(E a)]	1,9	2,7	DWA-A 216 (2015) Anhang B: GK5 25% & GK4a 50% Unterschreitungshäufigkeit	
	Gausaufbereitung und BHKW-Station	$f_{BHKW,gas}$	[%]	5	5	Annahme: Anteil der Stromerzeugung wird als Verbrauch gerechnet	
	Entwässerung	$e_{spez,Ent}$	[kWh _{el} /Mg TM]	90	40	DWA-M 366 S. 36; Verbrauch mit Konditionierung	
	4. RGS	$e_{4,RGS}$	[kWh _{el} /(E a)]	0,1	0,2	Annahme; Dosierung im Belebungsbecken	
	Infrastruktur	$e_{4,RGS}$	[kWh _{el} /(E a)]	1,6	2,9	DWA-A 216 (2015) Anhang B: GK5 25% & GK4a 50% Unterschreitungshäufigkeit	
	Bilanzieller Rest	e_{Rest}	[kWh _{el} /(E a)]	5,5	7,2	Annahme	
	Reduktion angepasste Verfahrenskombination	$e_{Reduktion}$	[kWh _{el} /(E a)]	1	3	Annahme vgl. Erläuterung Kapitel XY	
	Solare Trocknung	$e_{Trocknung,Solar}$	[kWh _{el} /kg H ₂ O]	0,04	0,04	DWA-M 379 (2017) Tab. 7: 0,04 - 0,07 kWh _{el} /kg H ₂ O	
	Wärmebedarf KA	Temperatur Rohschlamm	$T_{RS,So}$	[°C]	15	15	Annahme; gleich wie mittlere Abwassertemperatur
		Transmission Faulbehälter	$e_{th,Betrieb,So}$	[%]	10	10	Annahme; vgl.: DWA-A 216 (2015) Tabelle E.2
		Heizung Betriebsgebäude Sommer	$e_{th,Betrieb,Wi}$	[kWh _{th} /(E a)]	0,2	0,2	Annahme; vgl.: DWA-A 216 (2015) Tabelle E.2
		Heizung Betriebsgebäude Winter	$e_{th,Betrieb,Wi}$	[kWh _{th} /(E a)]	0,8	0,8	Annahme; vgl.: DWA-A 216 (2015) Tabelle E.2
Heizwert oTM Abwasser		$H_{u,OTM}$	[MJ/kg GV]	20 - 22	20 - 22	Aus CSB berechnet mit 349 kWh/kg CSB	
Monoklärschlamm-verbrennung	Heizwert oTM Aktivkohle (Kohle P)	$H_{u,PAK}$	[MJ/kg GV]	33	33	Annahme von höherem Heizwert	
	Heizwert für eigenständige Verbrennung	$H_{u,Ziel}$	[MJ/kg GV]	4,5	4,5	Annahme; Heindl (2020): 4,2 MJ/kg GV	
	Elektr. Wirkungsgrad Turbine an Gen. Klemme	$\eta_{Turbine,el}$	[%]	15	15	Annahme; DWA-M 386 (2011): 14 - 22 % (ohne Kraftwerksseigenbedarf)	
	Therm. Wirkungsgrad Turbine am Wärmetauscher	$\eta_{Turbine,th}$	[%]	65	65	Annahme	
	Eigenbedarf Kraftwerk ohne Trockner	$e_{Kraftwerk,el}$	[kWh _{th} /t H ₂ O]	30	30	Annahme; DWA-M 386 (2011): 25 %	
	Wärmebedarf Trockner	$q_{spez,irk,V}$	[kWh _{th} /kg H ₂ O]	700	700	Annahme	
	Strombedarf Trockner	$e_{spez,el,irk,V}$	[kWh _{el} /kg H ₂ O]	0,05	0,05	DWA-M 379	

10.4 Randbedingungen für die CO₂-BilanzTabelle 10.4: Randbedingungen für die CO₂-Bilanz

Bezeichnung	Einheit	Wert	Quelle / Kommentar
Vorklärbecken	[g CH ₄ /(E a)]	20	Paravicini und Svardal (2015): 40 g CH ₄ /(E a)
Standeindicker	[g CH ₄ /(E a)]	15	Paravicini und Svardal (2015): 30 g CH ₄ /(E a)
Verlust aus Faulbehälter (gel. Methan)	[kg CH ₄ /m ³]	0,3	DWA-M 230-1 (2022): 0,01 bis 0,03 kg CH ₄ /m ³ mit 60 % CH ₄ bei 10 - 30 m Faulbehälterhöhe
Vorlagebehälter Entwässerung (Restgas)	[NI CH ₄ /kg oTM _{2d}]	15	Tabelle 3-12
Lagerdauer vor Entwässerung	[d]	2	Annahme
Schlammmentwässerung	[kg CH ₄ /m ³]	0,1	Annahme, dass es weniger ist als der Verlust am Faulbehälter
Methanschluß bei Verstromung im BHKW	[%]	1	Annahme
Klärschlamm Lagerung anaerob stab. Schlamm	[NI CH ₄ /(kg oTM h)]	0,2	Heindl (2022): 0,2 bis 0,5 NI CH ₄ /(kg oTM h)
Klärschlamm Lagerung entwässerter Rohschlamm	[NI CH ₄ /(kg oTM h)]	0,05	Annahme 1/4 von Lagerung von anaerob stab. Klärschlamm
Global Warming Potential CH ₄ GWP ₁₀₀	[kg CO ₂ e/kg CH ₄]	27	Ziegler et al. (2024)
Distanz Klärschlammtransport zur Verwertung	[km]	200	Annahme
CO ₂ -Emissionen Transport per LKW	[g CO ₂ /t km]	145	Annahme
CO ₂ -Emission Stormmix Deutschland	[g CO ₂ /kWh]	350	Statista (2024): 380 g CO ₂ /kWh

10.5 CSB-Bilanzen

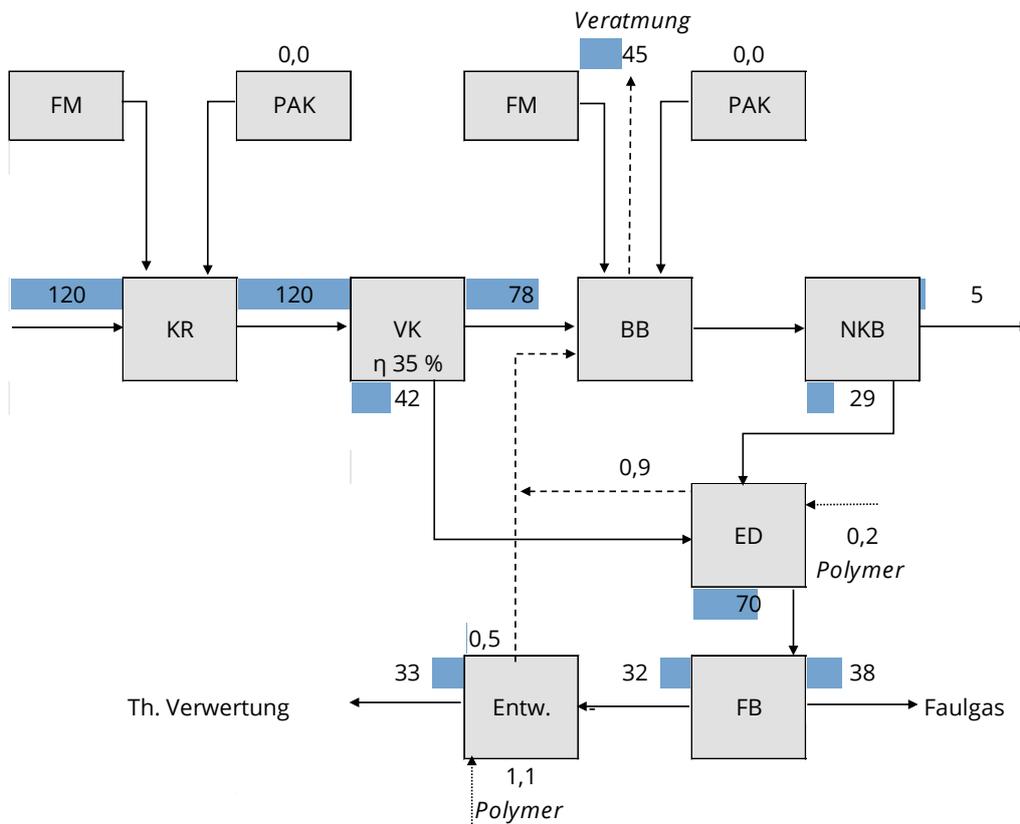


Abbildung 10-1: CSB-Bilanz für Variante A1 (GK5, anaerobe Stabilisierung)

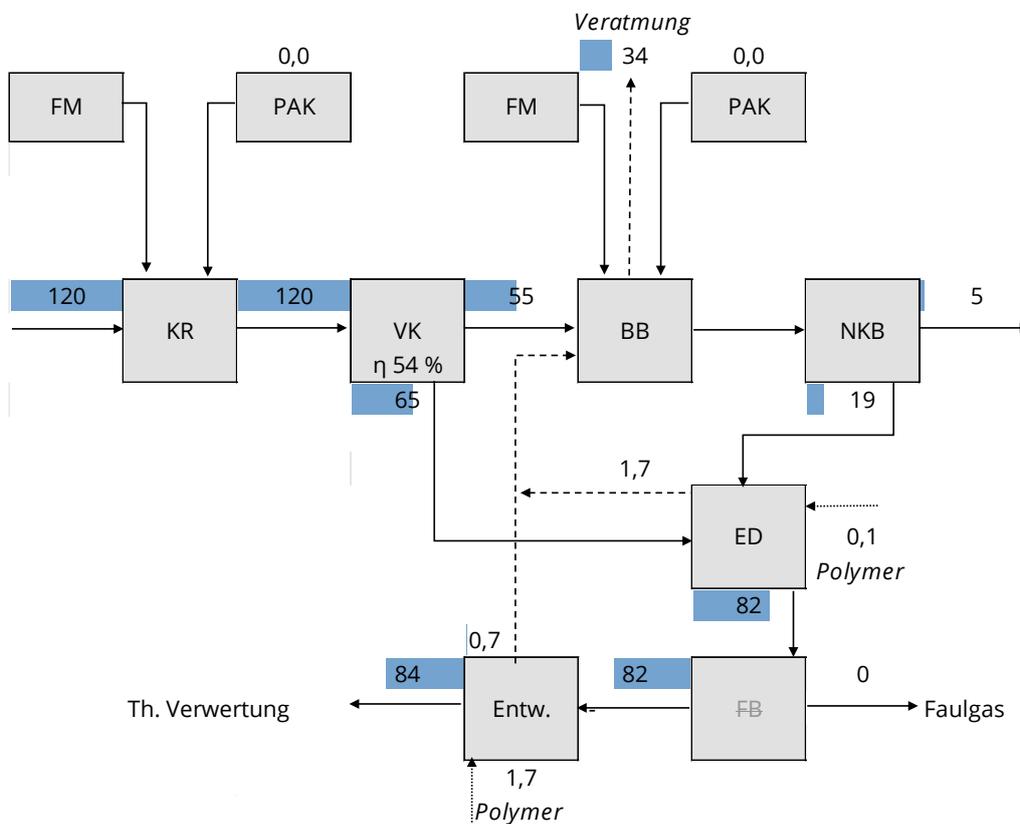


Abbildung 10-2: CSB-Bilanz für Variante A2 (GK5, HOKB mit 0 % Kohleanteil im Klärschlamm)

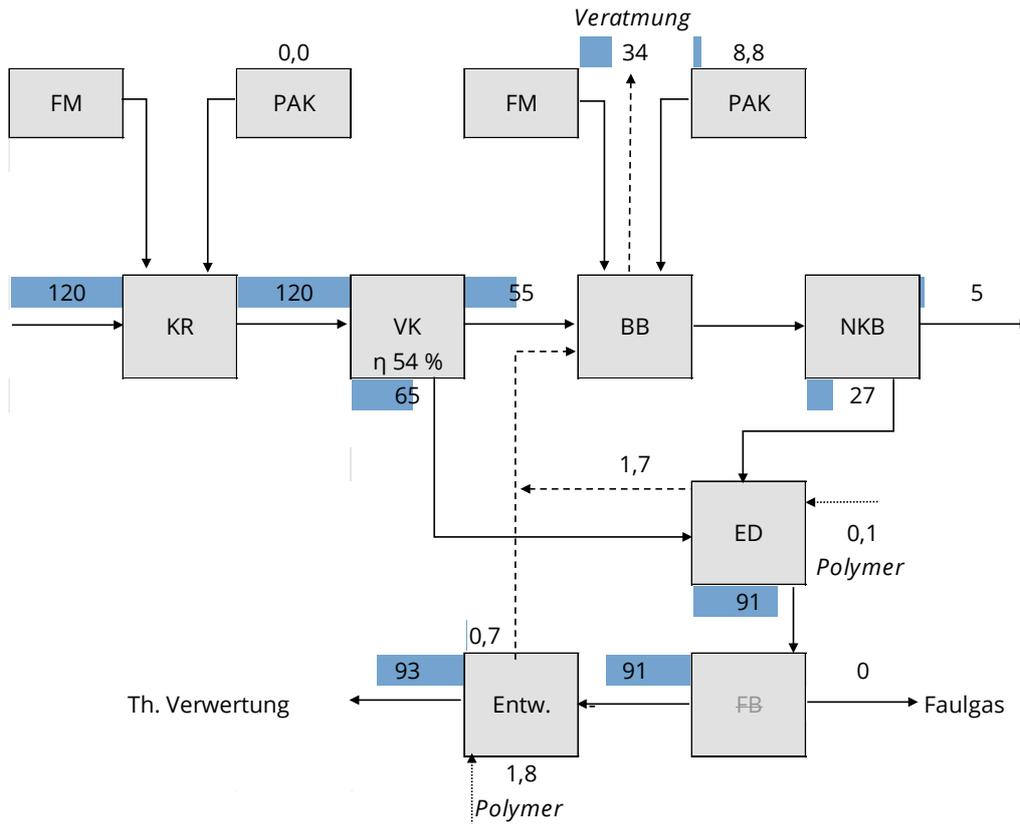


Abbildung 10-3: CSB-Bilanz für Variante A3 (GK5, HOKB mit 5 % Kohleanteil im Klärschlamm)

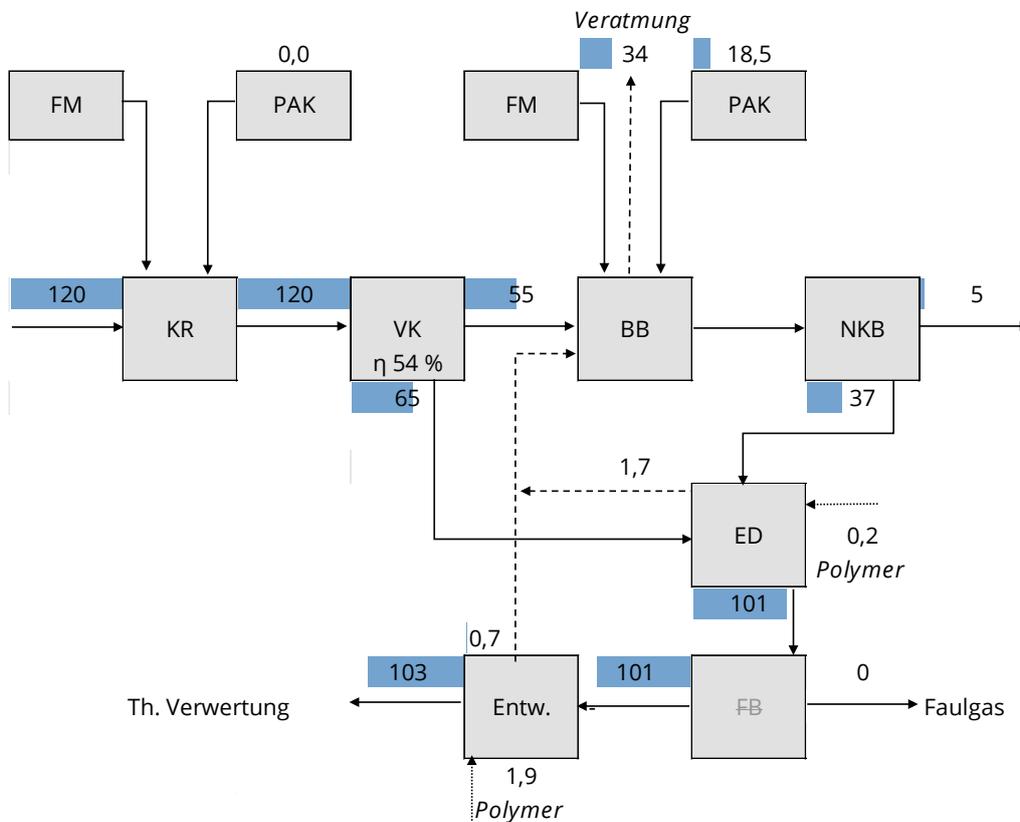


Abbildung 10-4: CSB-Bilanz für Variante A4 (GK5, HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm)

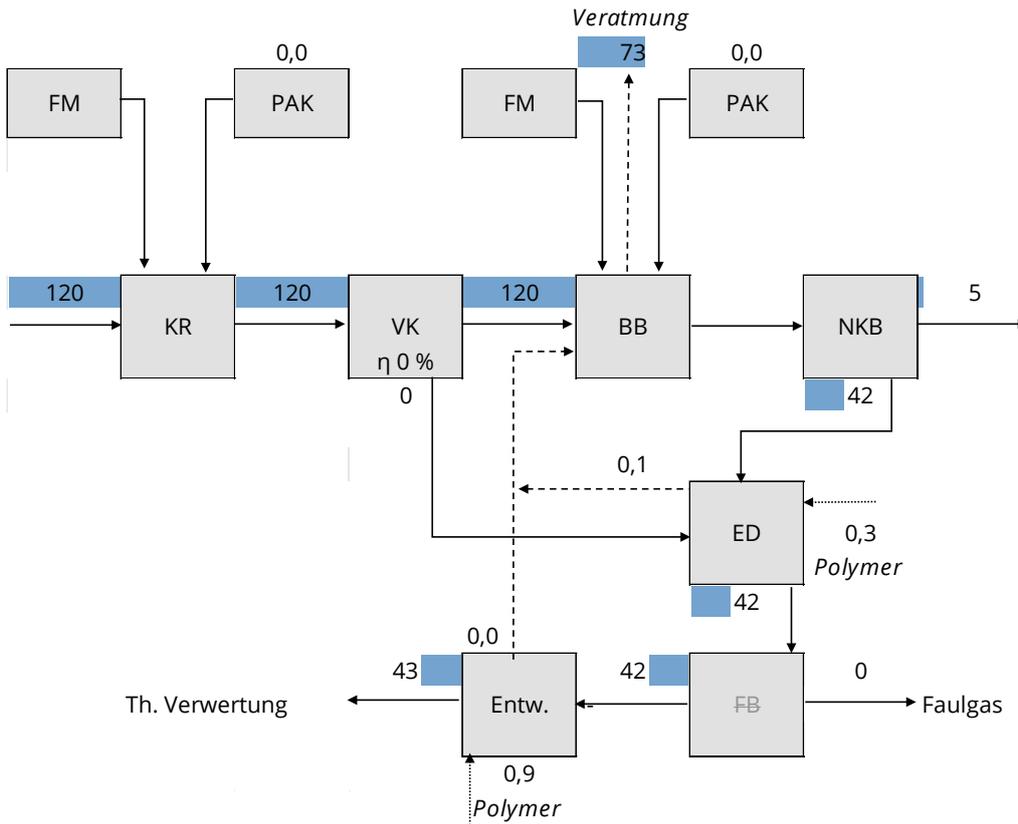


Abbildung 10-5: CSB-Bilanz für Variante a1 (GK4a, aerobe Stabilisierung)

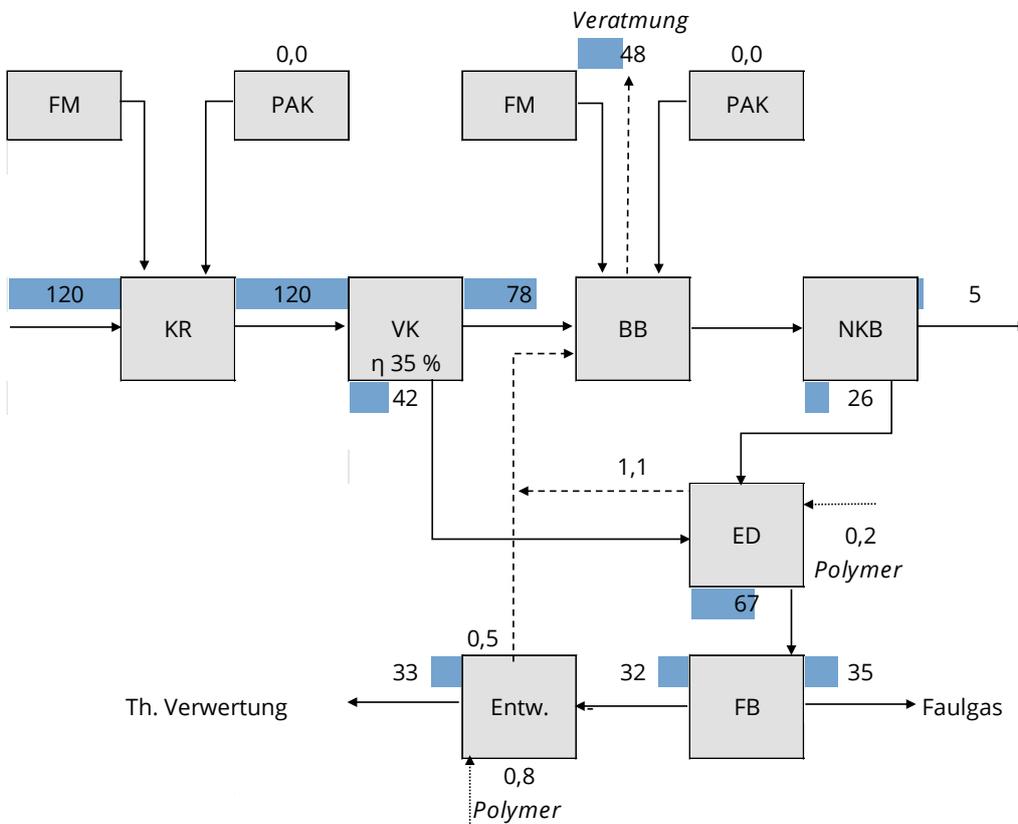


Abbildung 10-6: CSB-Bilanz für Variante a2 (GK4a, anaerobe Stabilisierung)

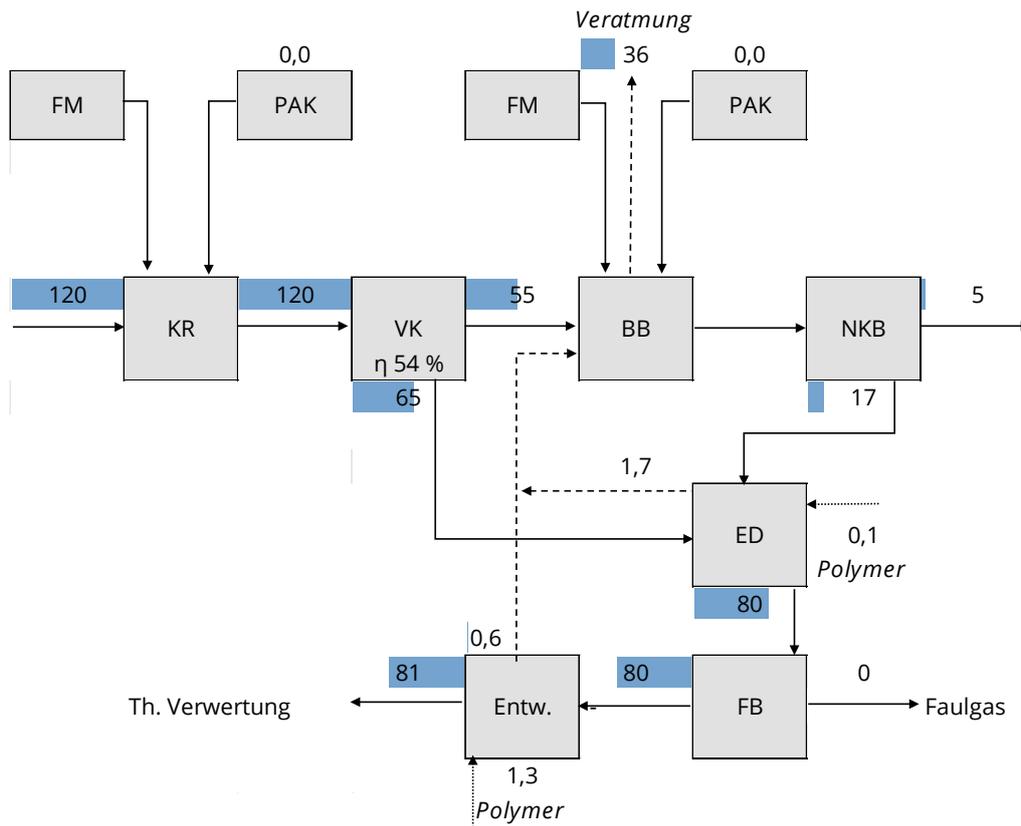


Abbildung 10-7: CSB-Bilanz für Variante a3 (GK4a, HOKB mit 0 % Kohleanteil im Klärschlamm)

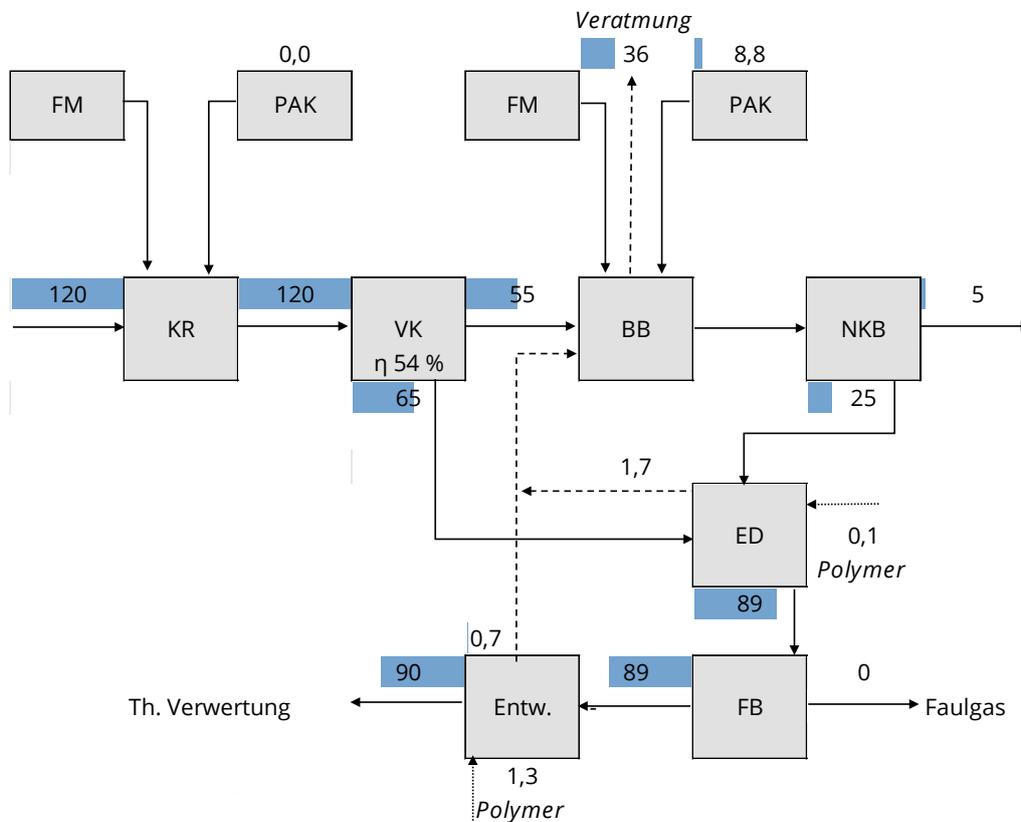


Abbildung 10-8: CSB-Bilanz für Variante a4 (GK4a, HOKB mit 5 % Kohleanteil im Klärschlamm)

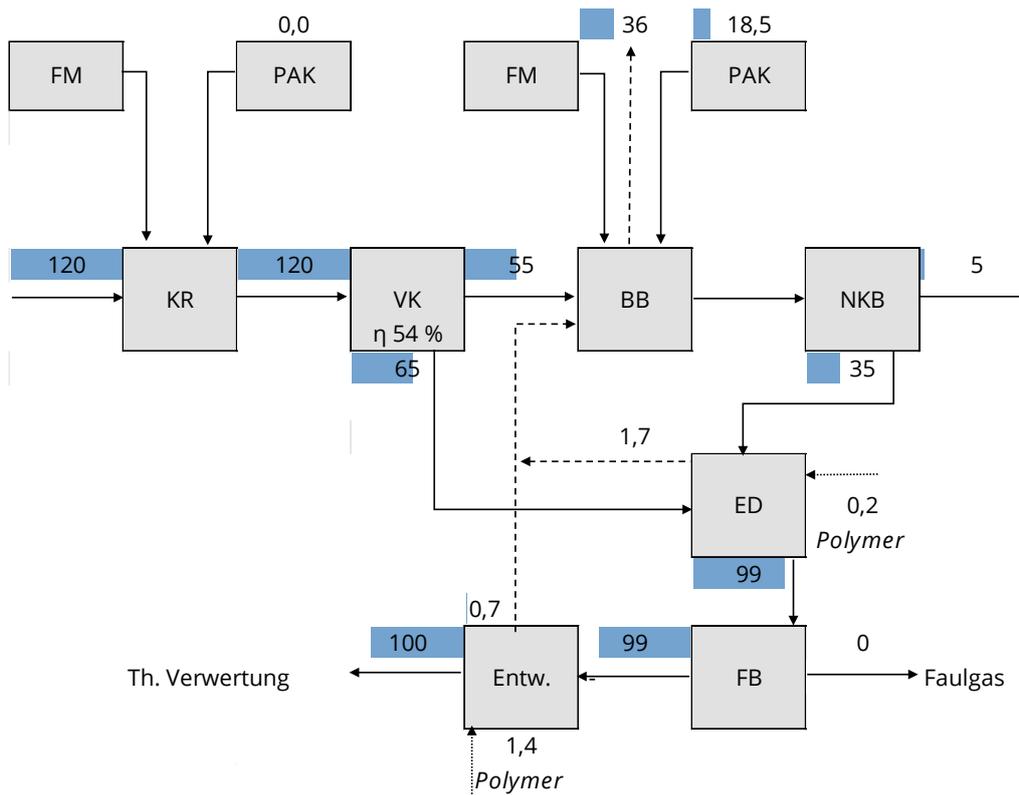


Abbildung 10-9: CSB-Bilanz für Variante a5 (GK4a, HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm)

10.6 Energiebilanzen

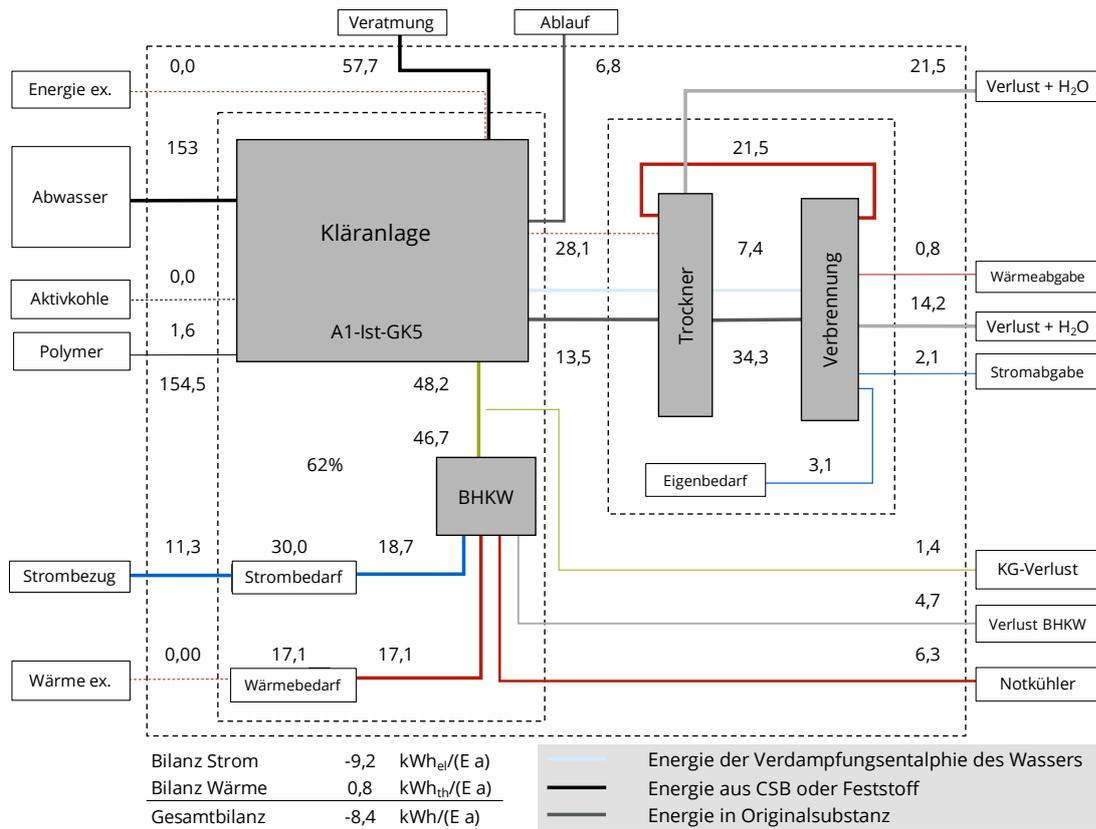


Abbildung 10-10: Energiebilanz für Variante A1 (GK5, anaerobe Stabilisierung)

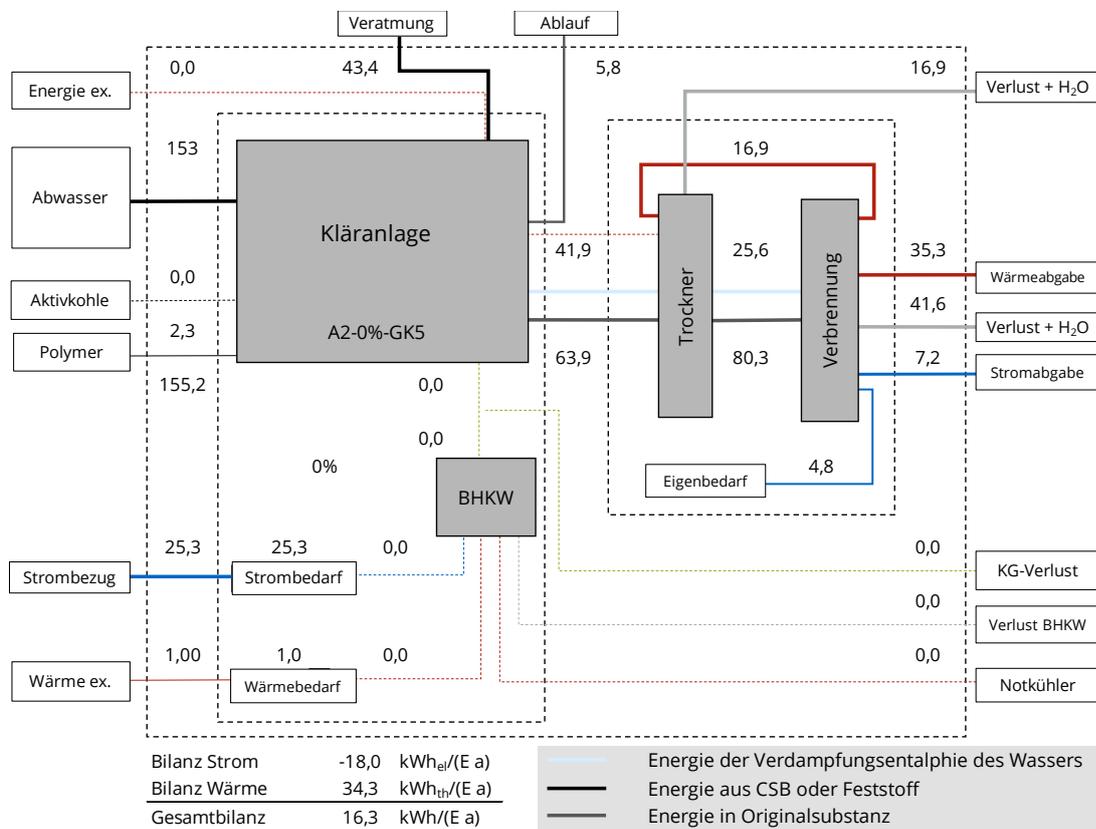


Abbildung 10-11: Energiebilanz für Variante A2 (GK5, HOKB mit 0 % Kohleanteil im Klärschlamm)

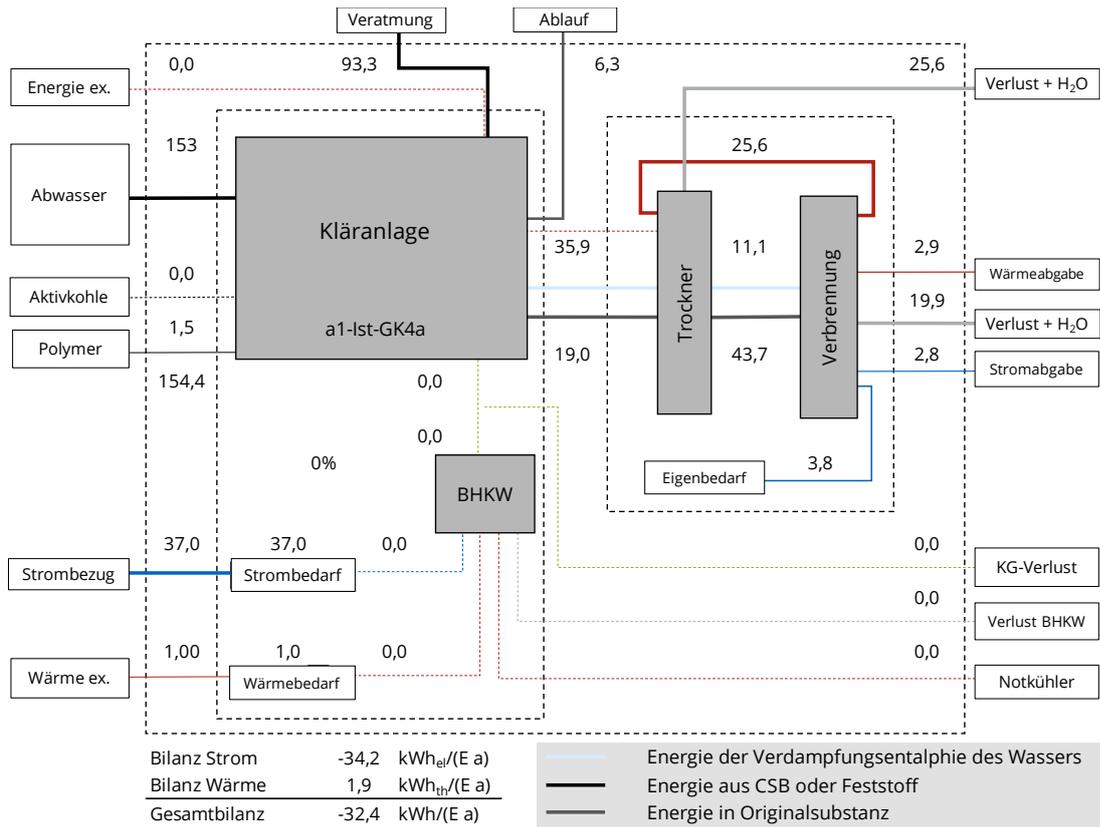


Abbildung 10-12: Energiebilanz für Variante a1 (GK4a, aerobe Stabilisierung)

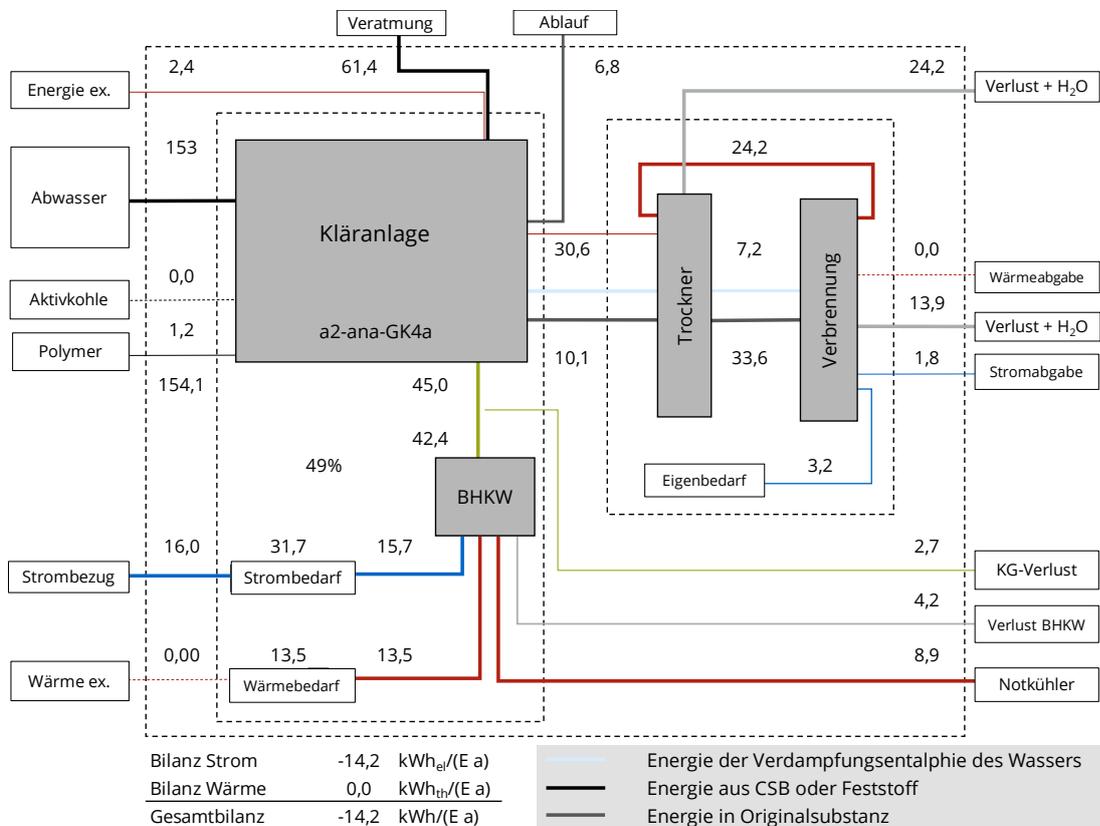


Abbildung 10-13: Energiebilanz für Variante a2 (GK4a, anaerobe Stabilisierung)

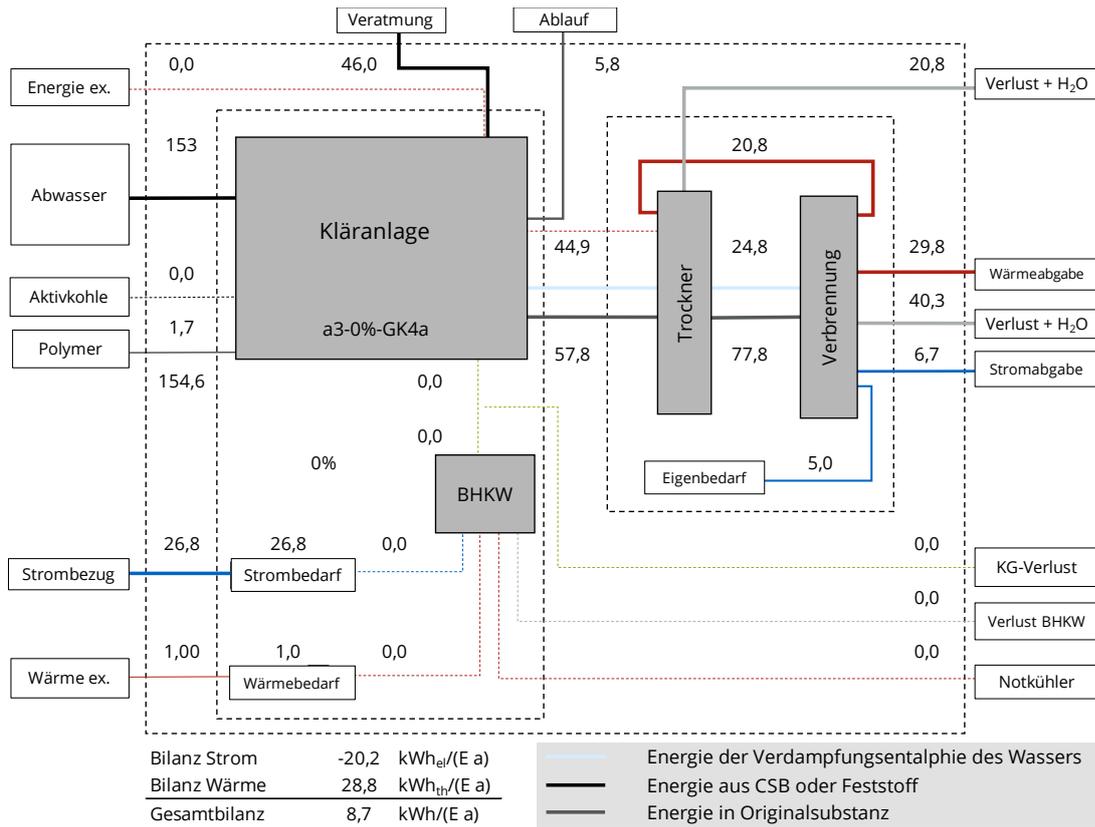


Abbildung 10-14: Energiebilanz für Variante a3 (GK4a, HOKB mit 0 % Kohleanteil im Klärschlamm)

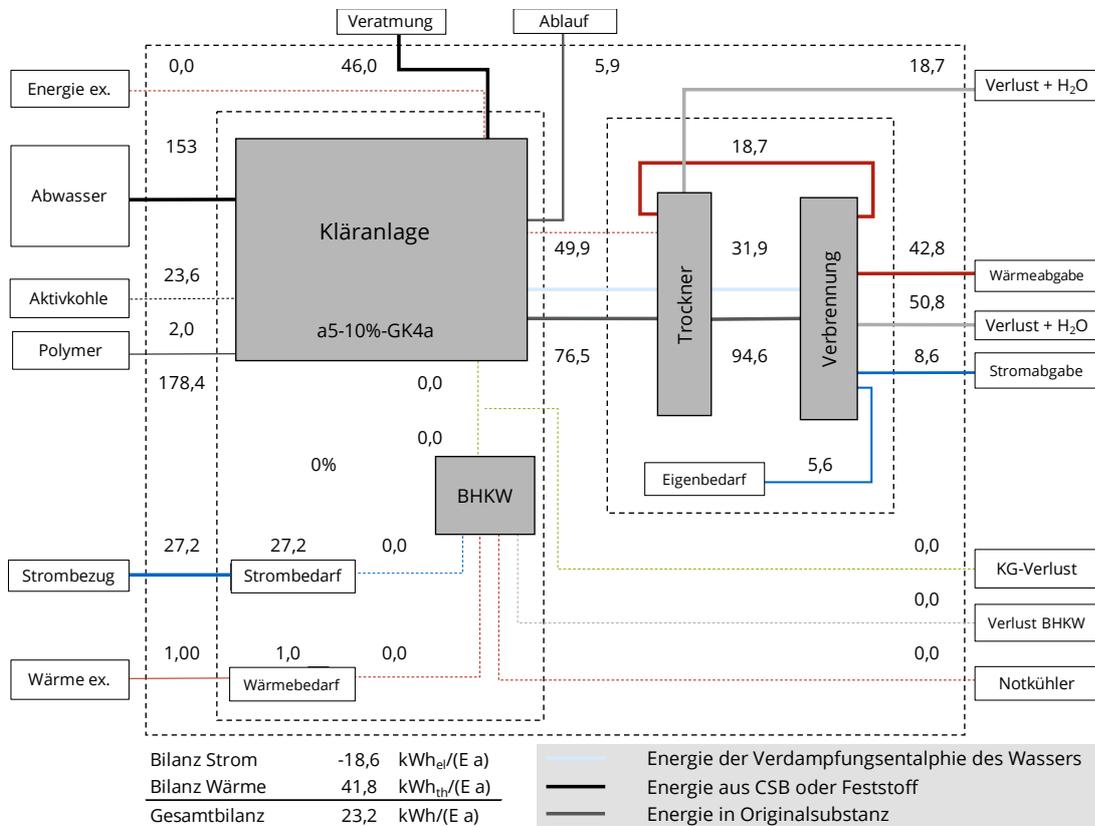


Abbildung 10-15: Energiebilanz für Variante a5 (GK4a, HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm)

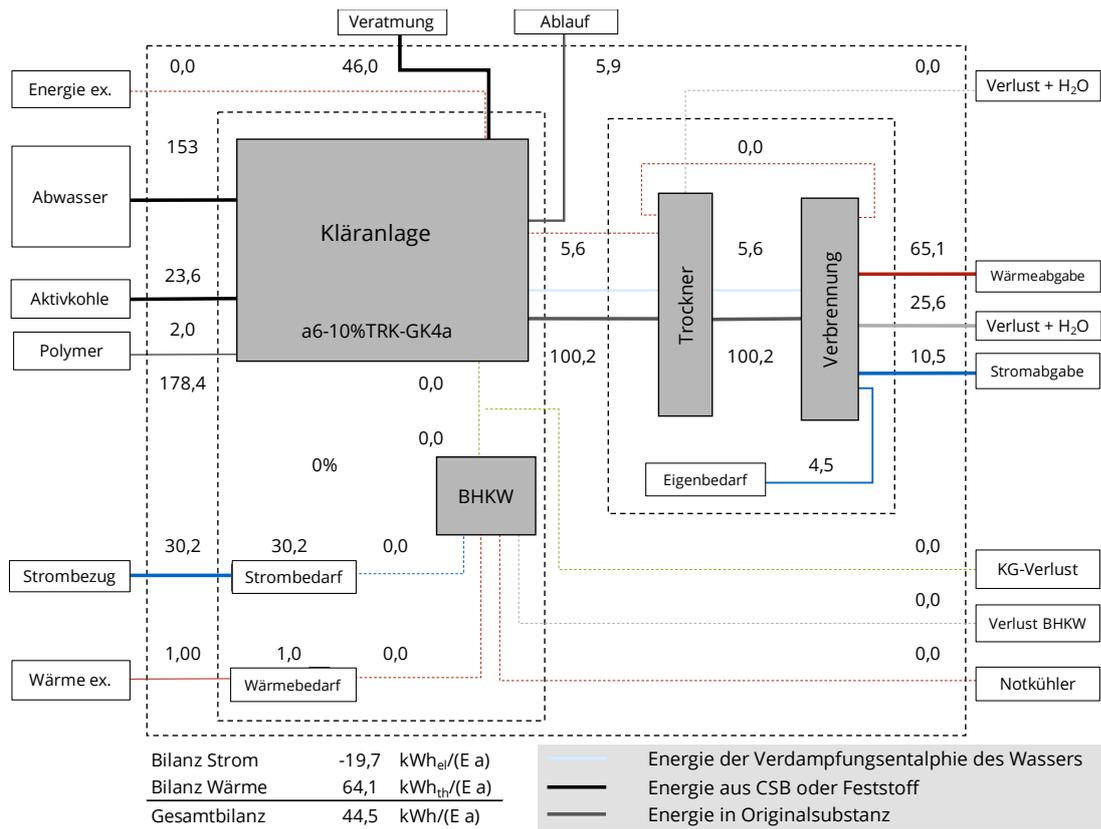


Abbildung 10-16: Energiebilanz für Variante a5 (GK4a, HOKB mit 10 % Kohleanteil im Klärschlamm und solarer Trocknung)