



**Hochschule
Augsburg** University of
Applied Sciences

SCHLUSSBERICHT

**F&E-Vorhaben
Anforderungen an die
Schlammstabilisierung auf Kläranlagen
76e167**

Auftraggeber:

Bayerisches Landesamt für
Umwelt



Hochschule Augsburg
Fakultät Architektur und Bauwesen
Wasserwirtschaft und Umwelttechnik
Prof. Dr.-Ing. Rita Hilliges
M.Sc. Johanna Kinshofer

In Zusammenarbeit mit:



Dr.-Ing. Schreff

Ingenieurbüro für Wasser, Abwasser und Energie

Stadtplatz 15, 83714 Miesbach



Inhalt

1	Veranlassung und Zielsetzung	13
2	Stand des Wissens „Schlammstabilisierung“	15
2.1	Begriffsdefinition.....	15
2.2	Rechtlicher Rahmen.....	18
2.2.1	Eigenüberwachungsverordnung (EÜV, 1995).....	18
2.2.2	Kreislaufwirtschaftsgesetz KrWG (KrWG Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft, 24.02.2012).....	19
2.2.3	Düngegesetz vom 09. Jan. 2009 mit Änderung von 15.03.2012	20
2.2.4	Düngeverordnung (DüV) vom 10.01.2006 mit Änderung vom 24.02.2012.....	20
2.2.5	Düngemittelverordnung (DüMV, 2012).....	21
2.2.6	Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992).....	22
2.2.7	Technische Regelwerke.....	25
2.2.8	Anforderungen an Entsorgungsbetriebe	30
2.2.9	Zusammenfassung des rechtlichen Rahmens	31
2.3	Verfahren zur Stabilisierung von Schlämmen	33
2.4	Nachweisverfahren zur Schlammstabilisierung	36
3	Bestandsaufnahmen in der Praxis	39
3.1	Vorgehensweise.....	39
3.2	Beispielkläranlagen	41
4	Begleitende Messungen und Laboruntersuchungen.....	51
4.1	Gas- und Geruchsmessungen.....	51
4.1.1	Gasbildung	51
4.1.2	Gas-Messungen vor Ort.....	55
4.1.3	Geruchsemissionen	61
4.2	Mikrobiologische Untersuchungen.....	68
4.3	Laboruntersuchungen zu Stabilisierungskriterien	78
4.3.1	HAc-Test - Organische Säuren.....	79
4.3.2	Ammonium-Stickstoff NH ₄ -N.....	80
4.3.3	pH-Wert	82
4.3.4	CST-Test	84
4.3.5	Glühverlust	85



4.3.6	TTC-Test	87
4.3.7	Atmungsaktivität	91
4.3.8	Vergleich der Stabilität von Faulschlamm und Primärschlamm	93
4.3.9	Bewertung der Parameter zur Bestimmung des Stabilisierungsgrades	94
4.3.10	Zusammenfassung der Ergebnisse „Stabilisierungsparameter“	101
4.4	Gasbildungsrate GB21	103
4.4.1	Versuchsbeschreibung	104
4.4.2	Ergebnisse der Versuche zur Gasbildungsrate	106
4.4.3	Bewertung der ermittelten Gasbildungsraten	113
5	Ergebnisse der Bestandsaufnahme	115
5.1	Auswertung der Beispielanlagen	115
5.2	Generelle Erkenntnisse der Ortstermine	115
5.3	Ablaufgrenzwerte	116
5.4	Arbeitssicherheit und Arbeitsaufwand	117
5.5	Geruchsemissionen	118
5.6	Rückbelastung Stickstoff	123
5.7	Schlammanfall	123
5.8	Stromverbrauch	125
5.9	Gesamtschlammalter und aerobes Schlammalter	127
5.10	Schlammstapelbehälter	131
5.11	Anforderungen Entsorgungsbetriebe - Transport	138
5.12	Vorklärung	139
6	Lösungsansätze für den Umgang mit Klärschlamm	141
6.1	Grundlagen	141
6.2	Herkömmliche Verwertungskonzepte	142
6.2.1	Landschaftsbauliche Verwertung	142
6.2.2	Landwirtschaftliche Verwertung	142
6.2.3	Thermische Verwertung	144
6.3	Herkömmliche Möglichkeiten der Schlammstabilisierung	148
6.3.1	Aerobe Schlammstabilisierung	148
6.3.2	Getrennte, anaerobe Stabilisierung (klassische mesophile Faulung)	150
6.3.3	Anaerobe Stabilisierung in unbeheizten Behältern (kalte Faulung)	151
6.3.4	Chemische und thermische Nachbehandlung	152
6.3.5	Aerobe Nachstabilisierung	153



6.3.6	Klärschlammvererdung	154
6.3.7	Hygienisierung	154
6.4	Anforderungen an Lösungsmöglichkeiten	157
6.4.1	Neue Definition der Schlammstabilisierung	157
6.4.2	Größenklasse der Kläranlagen	158
6.4.3	Mindestschlammalter nach DWA-Arbeitsblatt-A 131 (Gelbdruck)	160
6.4.4	Erforderliche Lagerkapazität für die Nachstabilisierung in der kalten Faulung	166
6.4.5	Bemessungsgrundsätze und konstruktive Hinweise für Schlammspeicher	172
6.4.6	Einsatz von Feinrechen	178
6.4.7	Vorklärung	179
6.4.8	Entwässerung	182
6.5	Zusammenstellung der Lösungsansätze	185
6.5.1	Schlammbehandlungswege nach den aktuellen Regelwerken	185
6.5.2	Erweiterte Schlammbehandlungswege	187
6.6	Bewertung und Hinweise zu den Lösungsstrategien	196
7	Modellberechnungen	199
7.1	CSB-Bilanzmodell als Grundlage	199
7.2	Betrachtungen zur Klimarelevanz der Modellanlagen	206
7.2.1	Grundlagen	208
7.2.2	Annahmen für dieses Forschungsprojekt	210
7.2.3	Emissionen aus Schlammstapelbehältern	212
7.2.4	Klimarelevanz der Modell-Anlagentypen	215
7.2.5	Klimarelevanz bei der Klärschlammverwertung	221
7.2.6	Ergebnisse der Klimarelevanz	227
8	Zusammenfassung und Ausblick	229
9	Literaturverzeichnis	241



ANHANG

Anhang A	Auswertung der Beispielanlagen	250
A.1.1	Kläranlage NA	252
A.1.2	Kläranlage NR	256
A.1.3	Kläranlage NT	260
A.1.4	Kläranlage SN	263
A.1.5	Kläranlage SO	266
A.1.6	Kläranlage SR	269
A.1.7	Kläranlage AZ	272
A.1.8	Kläranlage AD	275
A.1.9	Kläranlage AH	277
A.1.10	Kläranlage AO	280
A.1.11	Kläranlage WG	283
A.1.12	Kläranlage WO	285
A.1.13	Kläranlage WR	288
Anhang B	Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen	290
Anhang C	Fragebögen	296
Anhang D	Diagramme Gas-/Geruchsmessungen, Laborversuche	308

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Lage der Beispielläranlagen in Bayern	41
Abbildung 2:	Anlagentypen der untersuchten Beispielanlagen gemäß Betreiberaussagen	42
Abbildung 3:	Ausbaugröße der ausgewählten Beispielanlagen	43
Abbildung 4:	Prozentuale Verteilung der Schlammbehandlungsverfahren der Beispielanlagen	43
Abbildung 5:	Schlamm Entsorgung der Beispielanlagen	44
Abbildung 6:	Schlammverbleib der Beispielanlagen	44
Abbildung 7:	Dauer der Schlamm Lagerung in Monaten für alle Beispielläranlagen	45
Abbildung 8:	Eingesetztes Messgerät X-am 5600 der Fa. Dräger mit Wasser- und Staubschutz, selbstansaugend mit externer Pumpe für Gasmessungen	55



Abbildung 9:	Ergebnisse der CH ₄ -Messungen in ppm im Rahmen der Ortstermine der Beispielanlagen, 2015; vergrößerte Ansicht siehe Anhang D	57
Abbildung 10:	Ergebnisse der H ₂ S- und CO ₂ -Messungen auf unterschiedlichen Beispielanlagen, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D.....	59
Abbildung 11:	Schlammstapel mit Gasblasen und ohne Rühren, Kläranlage SN	60
Abbildung 12:	Bestandteile einer kommunalen technischen Anlage mit Schätzwerten für die dort vorliegenden flächenbezogenen Geruchsstoffemissionen und Raumlufkonzentrationen nach GERDA (Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, 2002).....	64
Abbildung 13:	Ergebnisse der Geruchsmessungen auf unterschiedlichen Beispielanlagen, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D.....	67
Abbildung 14:	Konzentrationen des Parameters <i>E. Coli</i> [MPN/g oTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen, 2015	71
Abbildung 15:	Konzentrationen des Parameters Enterokokken [KBE/g oTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen, 2015	72
Abbildung 16:	Konzentrationen des Parameters <i>Clostridium perfringens</i> [KBE/g oTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen, 2015	73
Abbildung 17:	Konzentrationen des Parameters Enterokokken [KBE/g TS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen, 2015	74
Abbildung 18:	Ammonium-Stickstoff und HAC-Konzentrationen im Überstand des Belebtschlammes sowie aus dem Schlammstapelbehälter, 2015	81
Abbildung 19:	pH-Werte des Belebtschlammes und des Schlammes aus Schlammstapelbehältern, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D	83
Abbildung 20:	Auswertung der CST-Messungen der Beispielanlagen, 2015	84
Abbildung 21:	Ergebniszusammenstellung Glühverlust, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D	86
Abbildung 22:	Zusammenstellung der Ergebnisse des TTC-Tests für Belebtschlamm bzw. Schlamm aus den Schlammstapelbehältern, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D	90
Abbildung 23:	Ergebnisse der Atmungsaktivität für Schlamm aus den Belebungsbecken bzw. Schlammstapelbehältern der Beispielkläranlagen, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D..	92
Abbildung 24:	Vergleich des Deckungsgrads der Stabilisierungsparameter im Schlammstapel und in der Belebung, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D	98

Abbildung 25:	Auswertung des Stabilisierungsgrades anhand von GV, TTC-Test und Atmungsaktivität getrennt für Belebungsbecken und Schlammstapelbehälter, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D.....	100
Abbildung 26:	Versuche zur Bestimmung der Gasbildungsrate mittels Gasbeuteln (links) und Eudiometern (rechts).....	105
Abbildung 27:	Gasbildungsraten der untersuchten Schlammproben in Abhängigkeit der Versuchsdauer, 2015.....	109
Abbildung 28:	Korrosion am Trübwasserschacht des geschlossenen Schlammstapelbehälters der Anlage SG, am 28.09.2015	121
Abbildung 29:	Mittlerer Überschussschlammanfall aller Beispielanlagen, 2015 .	124
Abbildung 30:	Mittlerer Gesamt-Stromverbrauch aller Beispielanlagen mit Darstellung der Toleranz und Zielwerte nach (Baumann & Roth, 2008).....	125
Abbildung 31:	Gesamtschlammalter (IST, Medianwerte) aller Beispielanlagen mit Darstellung der 25-Tage-Linie, 2015.....	127
Abbildung 32:	Belüfteter Anteil des Belebungsbeckens bzw. anteilige Belüftungszeit in Abhängigkeit von der Temperatur im Belebungsbecken bei 100 % Auslastung für aerobe Schlammstabilisierung, Nitrifikation und Denitrifikation (DWA-A 226, 2009).....	128
Abbildung 33:	Aerobes Schlammalter aller Beispielanlagen mit Darstellung der 16-Tage-Linie, 2015.....	129
Abbildung 34:	Korrelation zwischen Atmungsaktivität im Belebungsbecken (g/(kg*d)) und dem aeroben Schlammalter (d) in der jeweiligen Beispielanlage, 2015	130
Abbildung 35:	Temperaturverlauf und pH-Wert im Schlammstapelbehälter der Kläranlage NR im Jahr 2015.....	131
Abbildung 36:	Veränderung des Glühverlustes im Experiment der Kläranlage AZ über die Dauer von November 2014 bis Dezember 2015	132
Abbildung 37:	Abhängigkeit zwischen dem Glühverlust des Schlamms in den Schlammstapelbehältern und der Lagerdauer des Schlamms bei der Probenahme (d) im Abhängigkeit zur letzten Leerung des Behälters, 2015.....	133
Abbildung 38:	Atmungsaktivität bzw. TTC-Test des Schlamms in den Schlammstapelbehältern in Abhängigkeit von der Lagerdauer seit der letzten Leerung des Behälters bis zur Probenahme in Tagen, 2015.....	134
Abbildung 39:	Organische Säuren gemessen als HAc-Test des Schlamms in den Schlammstapelbehältern in Abhängigkeit von der Lagerdauer des Schlamms bei der Probenahme (d) zur letzten Leerung des Behälters, 2015.....	134



Abbildung 40:	Vergleich des Stabilisierungsgrades der Kläranlage AZ über sechs Monate, 2015	136
Abbildung 41:	Ergebnisse des TTC-Tests anhand von Proben aus Schlammstapel der Beispielanlagen während der Sommermonate, 2015	137
Abbildung 42:	Ergebnisse des TTC-Tests anhand von Proben aus Schlammstapel der Beispielanlagen während der Wintermonate, 2015	137
Abbildung 43:	Statistische Auswertung der Verwertungskonzepte in Deutschland und in Bayern im Jahr 2010 nach (UBA, 2012)	141
Abbildung 44:	Entwicklung der anteiligen Klärschlammverwertung in Deutschland für die Jahre 1991 bis 2010 (UBA, 2012).....	144
Abbildung 45:	Heizwert der Schlamm-trockenmasse nach Untersuchungen von Eberhardt und Weiland (ATV, 1996)	146
Abbildung 46:	Heizwerterhöhung durch Entwässerung und Trocknung (Pinnekamp, 2015).....	147
Abbildung 47:	Aerobes Schlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur für die gemeinsame und getrennte aerobe Schlammstabilisierung (DWA-M 368, 2014).....	161
Abbildung 48:	Erforderliches Gesamtschlammalter in Abhängigkeit des V_{DN} - V_{BB} -Verhältnis bei 15°C und 10°C, Verfahrensziel: Schlammstabilisierung.....	161
Abbildung 49:	Bemessungsschlammalter t_{TS} für Nitrifikation in Abhängigkeit von der Temperatur im Belebungsbecken.....	163
Abbildung 50:	Bemessungsschlammalter in Abhängigkeit von V_{DN} - V_{BB} -Verhältnis und Temperatur nach DWA-A 131 mit dem Prozessfaktor PF = 2,0 , Verfahrensziel: Nitrifikation und Denitrifikation für < 10 mg/INH_4-N	164
Abbildung 51:	Bemessungsschlammalter in Abhängigkeit von V_{DN} - V_{BB} -Verhältnis und Temperatur nach DWA-A 131 mit dem Prozessfaktor PF = 2,7 , Verfahrensziel: Nitrifikation und Denitrifikation für < 5 mg/INH_4-N	164
Abbildung 52:	Erforderliches anaerobes Schlammalter zum Erreichen der technischen Faulgrenze bei der einstufigen Faulung in Abhängigkeit der Temperatur (DWA-M 368, 2014)	169
Abbildung 53:	Skizze des Querschnittes eines Schlammstapelbehälters mit Rührwerk und Trübwasserabzug.....	173
Abbildung 54:	Schlammstapelbehälter der Kläranlage SN mit Tomatenpflanzen auf der Schwimmdecke, am 29.09.2015.....	175
Abbildung 55:	Schlammstapelbehälter der Kläranlage WG mit dichter Schwimmdecke, am 10.07.2015.....	175

Abbildung 56:	Berechnungsbeispiel eines Schlammstapelbehälters in Abhängigkeit der Lagerdauer (VED: statische Voreindickung, TWA: Trübwasserabzug)	177
Abbildung 57:	Polymerbedarf in Abhängigkeit von Schlammart und Stabilisierungszeit (Kopp, 2001)	183
Abbildung 58:	Erreichbares Entwässerungsergebnis am Kennwert TR(A) in Abhängigkeit von Schlammart und Stabilisierungszeit (Kopp, 2001) in (DWA-M 383, 2008)	183
Abbildung 59:	Verfahrenstechnologien und mögliche Verwertungswege nach den aktuellen Regelwerken.....	186
Abbildung 60:	Lösungsschema für Belebungsanlagen ohne Vorklärung (VK)....	189
Abbildung 61:	Lösungsschema für Belebungsanlagen mit Vorklärung (VK) mit gemeinsamer Behandlung des Primär-Überschussschlammgemischs	191
Abbildung 62:	Belebungsanlagen mit Vorklärung (VK) und getrennter Primärschlammbehandlung	193
Abbildung 63:	Lösungsschema für Biofilmanlagen mit Vorklärung (VK).....	195
Abbildung 64:	Abbaugrad des CSB in Abhängigkeit des Gesamtschlammalters (Svardal & Kroiss, 2011)	200
Abbildung 65:	Grundlegendes Schema der Modellbetrachtung im EXCEL-Tool	201
Abbildung 66:	CSB-Bilanz für die vier Anlagentypen der Modellbetrachtung	204
Abbildung 67:	Berechnete Glühverluste im Klärschlamm (Output) in %	205
Abbildung 68:	Verteilung der Treibhausgasemissionen in CO ₂ -Äquivalenten im Abwasserreinigungs- und Klärschlammbehandlungsprozess (Bolle & Genzowsky, 2011) in (Bolle & Pinnekamp, 2011)	207
Abbildung 69:	Gasentwicklung aus 1 kg wasserfreien organischen Stoffen des in den Faulraum eingeführten frischen Schlammes bei verschiedenen Temperaturen nach (Fair & Moore, 1937) in (ATV, 1996)	213
Abbildung 70:	Emissionen und Gutschriften unterschiedlicher Entsorgungswege für eine stabilisierende Kläranlage mit einem Gesamtschlammalter von 25 d	224
Abbildung 71:	Zusammensetzung der Emissionen aus der Entwässerung/Eindickung, Transport und der eigentlichen Entsorgung (ohne Gutschrift) für die Entsorgungswege Landschaftsbau und landwirtschaftliche Verwertung.	225
Abbildung 72:	Glühverlustanalysen im Rohschlamm und Schlammstapelbehälter Kläranlage NR.....	259
Abbildung 73:	Konzentrationen des Parameters Escherichia coli [MPN/ml] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen	291
Abbildung 74:	Konzentrationen des Parameters Enterokokken [KBE/ml] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen	291



Abbildung 75:	Konzentrationen des Parameters Clostridium perfringens [KBE/ml] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen	292
Abbildung 76:	Konzentrationen des Parameters Coliforme Bakterien [MPN/gTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen.....	292
Abbildung 77:	Konzentrationen des Parameters Escherichia coli [MPN/gTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen	293
Abbildung 78:	Konzentrationen des Parameters Enterokokken [KBE/gTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen	293
Abbildung 79:	Konzentrationen des Parameters Clostridium perfringens [KBE/gTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen.....	294
Abbildung 80:	Konzentrationen des Parameters Escherichia coli [MPN/goTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen	294
Abbildung 81:	Konzentrationen des Parameters Enterokokken [KBE/goTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen	295

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Erforderlicher Stabilisierungsgrad des Klärschlammes in Bezug auf Verwertung/Beseitigung (DWA-M 368, 2014).....	27
Tabelle 2:	Bemessungsschlammalter in Tagen in Abhängigkeit vom Reinigungsziel, Temperatur und Anlagengröße (DWA-A 131, 2000)	29
Tabelle 3:	Übersicht zu den Verfahren der Stabilisierung (DWA-M 368, 2014)	34
Tabelle 4:	Zusammenfassung der Kenndaten der Beispielanlagen - Biofilmanlagen	46
Tabelle 5:	Zusammenfassung der Kenndaten der Beispielanlagen – Belebungsanlagen mit Schlammalter < 25 d	47
Tabelle 6:	Zusammenfassung der Kenndaten der Beispielanlagen – Belebungsanlagen mit Schlammalter > 25 d	48
Tabelle 7:	Bewertungsskala zur subjektiven Geruchswahrnehmung	65
Tabelle 8:	Zusammenstellung Kennwerte der mikrobiologisch untersuchten Schlämme, 2015	69
Tabelle 9:	Untersuchungsergebnisse der mikrobiologisch untersuchten Schlämme in MPN bzw. KBE/g oTS, 2015.....	70
Tabelle 10:	Skalierung der Rotfärbung für die Bewertung des TTC-Tests	88
Tabelle 11:	Vergleich der Stabilisierungsparameter eines Faulschlammes und eines Primärschlammes, 2015	93
Tabelle 12:	Stabilisierungsgrad des „Belebtschlammes“ bzw. Überschussschlammes der Anlagen AH (Tropfkörper) und SO (Wirbelschwebbetanlage), 2015	94



Tabelle 13:	Stabilisierungsgrad im Schlammstapel des Primär- mit Sekundärschlammgemischs der Kläranlagen mit Vorklärung (AH, SO, SR und NR), 2015	95
Tabelle 14:	Auswertung der Übereinstimmungen der Bestimmungsmethoden zur Schlammstabilisierung, 2015.....	95
Tabelle 15:	Auswertung der Übereinstimmung der einzelnen Methoden, 2015.....	96
Tabelle 16:	Deckung der Analyseergebnisse der 2. Versuchskampagne, 2015.....	97
Tabelle 17:	Zusammenstellung der Kennwerte der untersuchten Schlämme (SSB: Schlammstapelbehälter), 2015.....	107
Tabelle 18:	Zusammenstellung der Ergebnisse der untersuchten Schlämme (SSB: Schlammstapelbehälter), 2015.....	108
Tabelle 19:	Vergleichswerte des Gasbildungspotentials verschiedener Substrate	111
Tabelle 20:	Theoretischer Energiegehalt von Schlamm in Abhängigkeit von Schlammalter und Anlage mit bzw. ohne Vorklärung (Pinnekamp, 2015)	149
Tabelle 21:	WHO-Empfehlung zur Behandlung von Fäkalien und Klärschlamm vor deren Einsatz in der Landwirtschaft (Buchauer, 2007).....	156
Tabelle 22:	Zusammenfassung der für eine Stabilität nötige Schlammalter und Lagerzeiten in Schlammstapelbehältern / Abwasserteichen.	167
Tabelle 23:	Zusammenstellung der Eingabewerte für die Modellbilanzen.....	202
Tabelle 24:	Zusammenstellung der Kennwerte zur Plausibilitätsprüfung für die Modellbilanzen	203
Tabelle 25:	Zusammenstellung Schlammfall und Strombedarf für die Modellbilanzen.....	203
Tabelle 26:	Vergleich der Glühverluste im Roh- und im Klärschlamm.....	205
Tabelle 27:	Treihausgaswirksamkeit von Kohlendioxid, Methan und Lachgas (bezogen auf 100 Jahre) (IPCC, 2007)	208
Tabelle 28:	Zusammenstellung der Unterschiede in Strombedarf und gasförmigen Emissionen der vier Modell-Anlagentypen	217
Tabelle 29:	Zusammenstellung der Unterschiede (kgCO ₂ e/(EW*a)) bzgl. Stromverbrauch auch gasförmigen Emissionen der vier Modell-Anlagentypen.....	218
Tabelle 30:	Kosten der Klärschlamm Entsorgung einschließlich der Kosten für Entwässerung und Transport [€/t _{TR}] nach (UBA, 2012).....	219
Tabelle 31:	Übersichtsmatrix über Unterschiede zwischen den vier Modellbilanzen der Abwasserreinigung und unterschiedlichen Klärschlamm Entsorgungsmöglichkeiten.....	226



Tabelle 32:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage NA mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	252
Tabelle 33:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage NA.....	255
Tabelle 34:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage NR mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	256
Tabelle 35:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage NR.....	257
Tabelle 36:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage NT mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	261
Tabelle 37:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage NT.....	262
Tabelle 38:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage SN mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	263
Tabelle 39:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage SN.....	264
Tabelle 40:	Zusammenstellung der Gasmessungen Kläranlage SN.....	265
Tabelle 41:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage SO mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	266
Tabelle 42:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage SO.....	267
Tabelle 43:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage SR mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	269
Tabelle 44:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage SR.....	270
Tabelle 45:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage AZ mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	272
Tabelle 46:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage AZ.....	273
Tabelle 47:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage AD mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	275
Tabelle 48:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage AD.....	276
Tabelle 49:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage AH mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten (Betriebsdaten 2013; Zulaufkonzentrationen errechnet).....	278
Tabelle 50:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage AH.....	279
Tabelle 51:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage AO mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	281
Tabelle 52:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage AO.....	281
Tabelle 53:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage WG mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	283
Tabelle 54:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage WG.....	284
Tabelle 55:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage WO mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	286
Tabelle 56:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage WO.....	287
Tabelle 57:	Zusammenstellung Auslastung Kläranlage WR mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten.....	288
Tabelle 58:	Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage WR.....	289



Tabelle 59: Auflistung der Schlammproben aus ausgewählten Kläranlagen für eine mikrobiologische Untersuchung 290



1 Veranlassung und Zielsetzung

Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm beruht auf der Nutzung der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor. Als Voraussetzung für die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen wird bisher eine Stabilisierung des Klärschlammes gefordert.

Einige Bundesländer – darunter auch Bayern – forcieren u.a. aufgrund der (Mikro-) Schadstoffproblematik im Klärschlamm den Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung.

Über die vergangenen Jahrzehnte haben sich als Methoden zur Klärschlammstabilisierung vor allem für kleinere Anlagen unter 20.000 EW die simultane aerobe Stabilisierung bzw. die getrennte anaerobe Stabilisierung für größere Anlagen als gängige Methoden etabliert. Da größere und große Kläranlagen mit Hilfe der anaeroben Stabilisierung einen teilweise beträchtlichen Anteil des Eigenstrombedarfs decken können, ist hier kein Methodenwechsel erforderlich.

Kleinere Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung – die es besonders im Flächenstaat Bayern in vergleichsweise großer Zahl gibt – weisen jedoch einige Nachteile wie z.B. große Belebungsbeckenvolumina durch hohes erforderliches Schlammalter, damit einhergehend hoher Sauerstoffbedarf verbunden mit hohen Energiekosten und die erforderliche Entsorgung von relativ großen Schlamm-mengen auf. Vor allem bei einer Erhöhung der angeschlossenen Anwohner oder energetischen Einsparungen in der Belüftung werden das aerobe Schlammalter und die damit verbundene Stabilisierung oftmals in Frage gestellt.

Diese kleineren Kläranlagen weisen daher oft eine unzureichende Stabilisierung des Klärschlammes auf. Die Ursachen dafür können beispielsweise eine Erhöhung der Einwohnerzahl oder insbesondere energetische Einsparungen in der Belüftung sein.

Der Rückgang der landwirtschaftlichen Verwertung in Bayern sowie die ökonomischen Aspekte haben die Debatte um die Notwendigkeit der Klärschlammstabilisierung wieder aufleben lassen. Als Alternativen werden vermehrt die „kalte Faulung“, Schlammkonzepte bei denen teilstabilisierter Schlamm auf nahegelegenen größeren Anlagen anaerob stabilisiert wird oder direkt in die Verbrennung geht, diskutiert.



Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens des Bayerischen Landesamtes für Umwelt wurden rechtliche, ökologische und ökonomische Gesichtspunkte, sowie betriebliche, klimarelevante und sicherheitstechnische Aspekte und die Emissionsproblematik fundiert untersucht. Im Projektverlauf wurden neben dem Literaturstudium auch 15 Beispielkläranlagen untersucht, bei denen teilweise o.g. alternative Konzepte bereits praktiziert werden. Des Weiteren wurden Strategien und Konzepte zum Umgang mit nicht oder nur teilweise stabilisiertem Klärschlamm entwickelt.

Im ersten Teil dieses Projektes wurde neben der Erarbeitung der Grundlagen, der Schwerpunkt der Arbeit auf die Beispielanlagen gesetzt. Diese wurden in Abstimmung mit dem Landesamt für Umwelt ausgewählt und im Rahmen von Ortsterminen aufgenommen. Anschließend wurden die Betriebsdaten umfassend ausgewertet.

Im Rahmen der Ortstermine wurden zusätzlich seitens der Hochschule Augsburg auch Messungen vor Ort durchgeführt sowie Proben genommen, die im Labor der Hochschule Augsburg analysiert wurden. Im Vordergrund der Untersuchungen stand die Analyse und der Abgleich der gängigen Parameter zur Beurteilung des Stabilisierungsgrades: Atmungsaktivität, TTC-Test und Glühverlust. Im Rahmen der Laboruntersuchungen wurden darüber hinaus auch noch die Entwässerbarkeit der untersuchten Schlämme sowie die organischen Säuren, pH-Wert und die Ammoniumkonzentration im Überstand gemessen. Im weiteren Verlauf des Projektes wurden auch Gas- und Geruchsmessungen, mikrobiologische Untersuchungen und Untersuchungen zur Veränderung von Schlamm im Schlammstapelbehälter unternommen. Die Gasbildungsrate unterschiedlicher Schlämme wurde ebenfalls im Labor bestimmt, um einen Anhaltspunkt zur Gasentwicklung in den Schlammstapelbehältern zu gewinnen. Durch die zusätzlichen Laboruntersuchungen konnten wichtige Erkenntnisse zum Thema Schlammstabilisierung gewonnen werden.



2 Stand des Wissens „Schlammstabilisierung“

In diesem Kapitel werden die bestehenden Begriffsdefinitionen zum Thema Schlammstabilisierung zusammengestellt, der rechtliche Rahmen zum Thema Schlammstabilisierung sowie die relevanten anerkannten Regeln der Technik vorgestellt und die Möglichkeiten der Schlammstabilisierung sowie deren Nachweisverfahren beschrieben.

2.1 Begriffsdefinition

Weder die Bestimmung des Parameters *Stabilisierung* noch die Definition von Stabilisierung ist eindeutig.

Die Bestimmung erfolgt in Bayern indirekt durch die Bewertung der Atmungsaktivität, des TTC-Wertes bzw. des Glühverlustes (siehe Kap. 2.4).

In der Literatur wird als Hauptziel der Stabilisierung oft genannt, die Fäulnisfähigkeit des anfallenden Schlammes weitestgehend zu reduzieren, um Geruchsbelästigungen während der weiteren Handhabung des Schlammes zu vermeiden (Nowak, et al., 2002). Bei der biologischen Schlammstabilisierung stehen vor allem die organischen Stoffe im Fokus, die sich schnell zersetzen können und daher Geruchsprobleme verursachen. Diese sollen in einem technischen Verfahren unter kontrollierten Bedingungen abgebaut werden (Gujer, 2002). Dies ist insbesondere bei der landwirtschaftlichen Verwertung zu beachten, damit bei der Schlammausbringung die Geruchsbelastung nicht das durch die Bevölkerung akzeptierte Maß überschreitet. Oft wird auch genannt, dass die Lagerfähigkeit von Schlamm erst durch eine ausreichende Stabilisierung erreicht werden kann (Schmelz, 2013).

Stabilisierter Klärschlamm darf nur während der Vegetationsperiode landwirtschaftlich verwertet werden, d.h. dass die im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe durch das Pflanzenwachstum genutzt werden. Außerhalb der Vegetationsperiode besteht die Gefahr, dass nicht genutzte Nährstoffe aus dem Boden ins Grundwasser oder bei gefrorenem Boden in ein Oberflächengewässer ausgeschwemmt werden (Gujer, 2002).

Explizite Anforderungen an Klärschlämme, die in die thermische Verwertung gehen, werden nur in den Technischen Regelwerken gestellt (siehe Kap. 2.2.7).



Begriffe der Abwasserreinigung sind in der europäischen Norm DIN EN 1085 bzw. der deutschen Norm DIN 4045 definiert:

- Primärschlamm:
In der Vorklärung abgetrennter Schlamm, der nicht mit anderen, zurückgeführten Schlämmen vermischt ist (DIN_EN_1085, 1997)
- Gemischter Primärschlamm; Mischschlamm; Vorklärschlamm:
In der Vorklärung abgetrennter Schlamm, der mit anderen zurückgeführten Schlammarten, z.B. Überschussschlamm, gemischt ist (DIN_EN_1085, 1997)
- Sekundärschlamm; Biologischer Schlamm:
Aus dem zweiten bzw. biologischen Reinigungsteil entfernter Schlamm z.B. Überschussschlamm (DIN_EN_1085, 1997)
- Rohschlamm
Nicht stabilisierter Schlamm (DIN_EN_1085, 1997)
- Faulschlamm:
Durch Faulung stabilisierter Schlamm (DIN_EN_1085, 1997); auch: anaerob stabilisierter Schlamm (DIN_4045, 2000)

Eine Definition für stabilisierten Schlamm findet sich auch:

- Stabilisierter Schlamm:
Schlamm, dessen biologische Abbaubarkeit durch Stabilisierung unter einen vorgegebenen Wert vermindert worden ist (DIN_EN_1085, 1997)

Der Wert, unter den die Abbaubarkeit sinken soll, wird allerdings nicht genauer definiert.

In der DIN 4045 (DIN_4045, 2000) lautet die Definition der *Schlammstabilisierung* wie folgt:

- Verfahren der Schlammbehandlung, besonders zur weitergehenden Reduktion von geruchsbildenden Inhaltsstoffen und der organischen Schlammfeststoffe. Erwünschte Nebenziele sind die Verbesserung der Entwässerbarkeit und die Verminderung der Krankheitserreger. Stabilisierter Schlamm ist Schlamm, der so behandelt wurde, dass mindestens eines der beiden Hauptziele der Schlammstabilisierung erreicht wird.

Bei der Stabilisierung steht somit die Minimierung der Geruchsemissionen eindeutig im Vordergrund.



Auch die DIN EN 12255-8 (2001) enthält Definitionen in Puncto Stabilisierung (DIN_EN_12255-8, 2001):

- Schlammstabilisierungsverfahren dienen zur Umwandlung leicht abbaubarer organischer Substanz in mineralische oder schwer abbaubare organische Substanzen
- Die Behandlung von Schlamm mit Kalk oder durch thermische Trocknung wird „Pseudo-Stabilisierung“ genannt. Durch Pseudo-Stabilisierung kann der organische Abbau verhindert werden, solange Bedingungen wie pH-Wert und Wassergehalt aufrecht gehalten bleiben.
- Pseudo-Stabilisierungsverfahren werden eingesetzt um:
 - Geruchsemissionen während der Lagerung zu vermindern
 - die Handhabung des Schlamms zu erleichtern
 - Desinfektion zu erreichen
 - eine Möglichkeit der Schlammbehandlung vor dessen Aufbringung auf Boden zu haben.
- Teilstabilisierung kann durch das Belebungsverfahren mit simultan aerober Schlammstabilisierung erreicht werden
- Offene („kalte“) Faulung von Rohschlamm sollte nur auf kleinen Kläranlagen unter 1.000 EW betrieben werden und nur dort, wo die Emission von Geruch, anderen flüchtigen Stoffen und Methan in die Umwelt hinnehmbar ist.
- Durch Kompostierung kann eine:
 - Aerobe Stabilisierung
 - Desinfektion
 - Trocknungerreicht werden.

Zwischenfazit:

Es wird deutlich, dass es keine ganz konkrete Definition für die Stabilisierung gibt. Der Abbau leicht abbaubarer, organischer Substanzen sowie die Geruchsvermeidung werden mehrfach genannt, Grenzwerte oder ein Stabilisierungsgrad hingegen nicht. Weitere Definitionen finden sich in den technischen Regelwerken (siehe Kap. 2.2.7).



2.2 Rechtlicher Rahmen

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit den rechtlichen Grundlagen der Stabilisierung von Klärschlamm auf Kläranlagen. Betrachtet wurden die Verordnung zur Eigenüberwachung von Wasserversorgungs- und Abwasseranlagen (Eigenüberwachungsverordnung (EÜV)), das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG), das Düngegesetz, die Düngeverordnung (DüV), die Düngemittelverordnung (DüMV) sowie die Klärschlammverordnung (AbfKlärV) hinsichtlich Aussagen zu Klärschlamm und Anforderungen an dessen Stabilisierung.

Neben Gesetzen und Verordnungen sind wichtige technische Regeln im Hinblick auf die Stabilisierung zusammengefasst. Diesbezüglich werden die Arbeits- und Merkblätter der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA): M 368 - Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, A 222 – Grundsätze zur Bemessung bis 1.000 EW, A 226 – Grundsätze zur Bemessung ab 1.000 EW, A 131 - Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen sowie der Arbeitsbericht der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) der Arbeitsgruppe 3.1.1 näher betrachtet. In Kap. 2.2.9 sind die Erkenntnisse kurz zusammengefasst.

2.2.1 Eigenüberwachungsverordnung (EÜV, 1995)

Die Verordnung zur Eigenüberwachung von Wasserversorgungs- und Abwasseranlagen regelt die erlaubnispflichtige Abwassereinleitung in Gewässer oder Sammelkanäle. Unter anderem wird Kläranlagen zwischen 1000 und 5000 EW vorgeschrieben, einmal monatlich den Glühverlust zu bestimmen. Es hat sich allerdings im Rahmen der Auswertung der Beispielkläranlagen gezeigt, dass dieser Auflage nicht immer nachgekommen wird.

Kläranlagen ab 5000 EW müssen einen Nachweis über die Schlammstabilisierung – ebenfalls monatlich - führen.

Im DWA- Leitfaden 2-3 (DWA, 2011) wird auf die Eigenüberwachungsverordnung verwiesen. Es wird hier unterschieden zwischen ausreichend stabilisiertem Schlamm, der auch bei längerer Lagerzeit und hohen Außentemperaturen – im Gegensatz zu teilstabilisiertem Schlamm – nahezu geruchsfrei ist.

Als geeignete Betriebsmethoden für einen schnellen Nachweis des Stabilisierungsgrades werden dort genannt (siehe auch Kap. 2.4):

- der vereinfachte TTC-Test als gute Näherungsmethode
- die Messung der O₂-Atmungsaktivität als exaktere Methode sowie
- die Bestimmung des Glühverlustes, die eine grobe Aussage über den Grad der Schlammstabilisierung zulässt.



2.2.2 Kreislaufwirtschaftsgesetz KrWG (KrWG Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft, 24.02.2012)

Das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) enthält in §11 Abs. 2 eine weitreichende Ermächtigungsgrundlage zum Erlass von Anforderungen an die Bewirtschaftung von Klärschlämmen und Bioabfällen. Diese gehen über die bisherige Ermächtigungsgrundlage nach § 8 des KrW-/AbfG für die Verwertung von Bioabfällen und Klärschlämmen auf landwirtschaftlichen Flächen hinaus. In § 11, Abs. 2 Satz 3 erfolgt weiter eine Abgrenzung zum Düngemittelrecht im Sinne einer Vereinheitlichung der Qualitätsanforderungen (Bergs, 2013), um die Akzeptanz bei den Nutzern von Klärschlamm zu erhöhen.

Dies hat die Vereinheitlichung von Schadstoffgrenzwerten für alle Düngemittel zur Folge – unabhängig ob es sich um industriell hergestellte Mineraldünger handelt oder um Materialien, die auf Abfällen basieren. Daher rührt auch, dass ab dem 01.01.2015 uneingeschränkt die in der Düngemittelverordnung festgelegten Grenzwerte auch für die Klärschlammaufbringung gelten.

Des Weiteren ist § 12 von Bedeutung, der für Bioabfall- und Klärschlammverwertung eine regelmäßige Qualitätssicherung fordert „zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und zur Sicherung des Schutzes von Mensch und Umwelt bei der Erzeugung und Bewirtschaftung von Bioabfällen und Klärschlämmen“ (KrWG Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft, 24.02.2012). Diese Detailanforderungen an die Qualitätssicherung werden als wesentlicher Bestandteil einer Neufassung der Klärschlammverordnung erwartet (Bergs, 2013).

Bei thermischer Verwertung hingegen greift das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG). Dies ist in § 13 KrWG vorgegeben (Ingenieurbüro Friedrich, 2013).

Das Kreislaufwirtschaftsgesetz stellt jedoch keine expliziten Anforderungen an die Stabilisierung von Klärschlämmen.



2.2.3 Düngegesetz vom 09. Jan. 2009 mit Änderung von 15.03.2012

Zweck des Düngegesetzes ist die Sicherstellung der Ernährung von Nutzpflanzen, die Verbesserung der Fruchtbarkeit von Boden sowie der Gefährdung für Gesundheit von Mensch, Tier und Naturhaushalt vorzubeugen.

Der Bezug auf Klärschlamm erfolgt nur in § 11 im Sinne des Klärschlamm-Entschädigungsfonds. Dieser Fond ist einzurichten, um die durch landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen entstehende Personen- und Sachschäden einschließlich ihrer Folgeschäden ersetzen zu können. Seit 2007 ist das Budget von 73 Mio. € erreicht, sodass seither keine Einzahlungen erfolgen (Ingenieurbüro Friedrich, 2013).

Anforderungen an die Stabilisierung werden nicht gestellt.

2.2.4 Düngeverordnung (DüV) vom 10.01.2006 mit Änderung vom 24.02.2012

Die Düngeverordnung gilt für die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstrat und Pflanzenschutzmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Ziel ist ausdrücklich die Verminderung von stofflichen Risiken durch die eben genannten Stoffe.

In § 8 wird geregelt, dass Düngemittel nur angewendet werden dürfen, wenn sie einem durch die Düngemittelverordnung zugelassenen Typ entsprechen. Außerdem gelten für Klärschlämme die Anforderungen und Grenzwerte der Klärschlammverordnung.

Anforderungen an die Stabilisierung werden nicht gestellt.



2.2.5 Düngemittelverordnung (DüMV, 2012)

Die Düngemittelverordnung regelt zunächst die Düngemittel, welche auf landwirtschaftliche und gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht werden dürfen. Hierfür bedarf es einiger Begriffsbestimmungen:

- **Aerobe Aufbereitung:** biotechnologische Behandlung durch gesteuerten Abbau der organischen Substanz unter Luftzufuhr mit dem Ziel der Hygienisierung, Stabilisierung, Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit und Verbesserung der physikalischen Eigenschaften,
- **Anaerobe Aufbereitung:** biotechnologische Behandlung durch gesteuerten Abbau der organischen Substanz unter Luftabschluss, mit dem Ziel der Hygienisierung, Stabilisierung, Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit und Verbesserung der physikalischen Eigenschaften,
- **Hygienisierung:** Behandlung mit dem Ziel, die Konzentration an Krankheitserregern und Schadorganismen so weit zu reduzieren, dass das Risiko einer Verbreitung von Krankheiten der Menschen, der Tiere oder der Pflanzen sowie der Eintrag von Organismen mit unerwünschten Eigenschaften in die Umwelt vermindert wird,
- **Organische Substanz:** über den Glühverlust ermittelte organische Kohlenstoffverbindung

Eine Begriffserklärung zur Stabilisierung gibt es nicht.

In der Düngemittelverordnung gibt es Übergangsvorschriften bezüglich:

- Grenzwerte synthetische Polymere: 31.12.2016
- Grenzwerte Schwermetalle und PFT: 31.12.2014

Seit 01.01.2015 gelten generell die für Düngemittel geltenden Schadstoffgrenzwerte auch für die Klärschlammverwertung. Dies betrifft v.a. den Grenzwert für Cadmium mit 1,5 mg/kg TS sowie für Quecksilber mit 1,0 g/kg TS. Dies erfolgte, ohne dass die ursprünglich als Zwischenschritt gedachten, abgesenkten Grenzwerte einer novellierten Klärschlammverordnung wirksam geworden wären (Bergs, 2013). Dies führt dazu, dass die Klärschlammverordnung bzgl. der schadstoffseitigen Anforderungen an Bedeutung verlieren wird (Bergs, 2013).

Die neue Regelung für den Einsatz von Polymeren wurde verschärft. Ab 2017 dürfen nur noch Polymere verwendet werden, die eine Mindestabbaurate von 20 % in zwei Jahren einhalten (DüMV, 2012). Dies gilt nur für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm.



In der Düngemittelverordnung wird der Einsatz von Klärschlamm eingeschränkt. Für Klärschlammmasche ist die granuliert Form bzw. staubgebundene Form erforderlich. Besondere Auflagen für Klärschlämme gelten lt. Tabelle 7 / 7.4.3 hinsichtlich:

- Einleitung von Stoffen aus Verarbeitungsbetrieben tierischer Nebenprodukte oder aus Schlachthöfen nur noch, wenn ein System der Feststoffrückhaltung (2 mm) vorhanden ist (seit 01.01.2014)
- Zugabe von Kalk und Bioabfällen nur wenn die Anforderungen nach Düngemittelqualität bzw. Bioabfallverordnung eingehalten werden
- Einschränkung bezüglich der Rückführung von Rechengut, Sandfanggut, Flotate und Fettabscheiderinhalte aus fremden Klärwerken

Des Weiteren finden sich Hinweise zur erforderlichen Kennzeichnung beim Einsatz von Klärschlämmen.

Anforderungen an die Stabilisierung werden nicht explizit gestellt.

2.2.6 Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992)

In der Klärschlammverordnung werden Nähr- und Schadstoffgrenzwerte für die Aufbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaft festgesetzt. Auf diese Weise soll der Schadstoffeintrag in den Boden verringert werden.

Die Vorschriften des Düngemittelrechts bleiben von der AbfKlärV unberührt.

Weiter werden die Begriffe Klärschlamm sowie Rohschlamm definiert. Klärschlamm ist anfallender Schlamm im Verfahren der Abwasserreinigung auf Kläranlagen, auch entwässert oder getrocknet oder in sonstiger Form behandelt. Wohingegen Rohschlamm der unbehandelte Schlamm ist, welcher nicht auf landwirtschaftliche oder gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht werden darf. Die Entwässerung von Rohschlamm gilt nicht als Behandlung von Klärschlamm. Schlamm der in Kleinkläranlagen anfällt, gilt laut dieser Verordnung als Klärschlamm.

Das Aufbringen von „Rohschlamm oder Schlamm aus anderen Abwasserbehandlungsanlagen als zur Behandlung von Haushaltsabwässern, kommunalen Abwässern oder Abwässern mit ähnlich geringer Schadstoffbelastung auf landwirtschaftlichen oder gärtnerisch genutzten Böden ist verboten.“ (AbfKlärV, 1992)

In der AbfKlärV sind auch eine Reihe von erforderlichen Untersuchungen von Boden und Klärschlamm gefordert. Diese beziehen sich für den Klärschlamm auf Schadstoffe und die organische Substanz (Glühverlust). Weitere Parameter zur Bestimmung der Stabilisierung wie Atmungsaktivität oder TTC-Test werden nicht gefordert.



Stabilisierung

Auch in der AbfKlärV ist die Stabilisierung nicht explizit genannt.

Zum Vollzug der AbfKlärV gibt es jedoch eine „Gemeinsame Bekanntmachung zum Vollzug der Klärschlammverordnung der Bayerischen Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten“ vom 29. April 1997 Nrn. 8858-8/62-16 452 und MP 2-8705-146.

Die letzte Änderung der Gemeinsamen Bekanntmachung erfolgte 2004. Sie ist seit 31.12.2009 außer Kraft, wird jedoch weiterhin als Erkenntnisquelle genutzt.

Hier wird zwischen Rohschlamm, für den ein Aufbringungsverbot gilt und Klärschlamm im Sinne der AbfKlärV unterschieden. Es handelt sich bei Klärschlamm um aerob oder anaerob stabilisierten Schlamm. Es wird die Definition gemäß DIN 4045 verwendet, nach der die Stabilisierung weitgehend geruchsbildende Inhaltsstoffe und organische Feststoffe verringert.

Eine Stabilisierung erfolgt nicht durch Eindickung, Konditionierung oder Entwässerung von Rohschlamm. Wohingegen der Schlamm aus Absetz- und Nachklärteichen von Abwasserteichanlagen sowie Schlamm aus Emscherbecken als Klärschlamm gilt, da er mindestens teilweise ausgefault ist und damit nicht mehr unbehandelt ist.

Überschussschlamm aus Nachklärbecken von simultan aerob stabilisierenden Anlagen gilt ebenfalls als Klärschlamm.

Vermischungsverbot

Auch zum sog. Vermischungsverbot gibt es in der AbfKlärV sowie der DüMV keine eindeutigen Hinweise. In der Gemeinsamen Bekanntmachung heißt es jedoch unter Randnummer 33: „Die AbfKlärV ist seit 06.03.1997 auch ohne Einschränkung auf Klärschlammkomposte und Klärschlammgemische anwendbar.“ Unter Gemischen werden Klärschlämme verstanden, die aus einer Abwasserbehandlungsanlage (z.B. Kleinkläranlagen) entnommen und einer anderen Abwasseranlage zugegeben werden, also eine Vermischung auf einer Kläranlage erfolgt.

Für Gemenge von Klärschlämmen unterschiedlicher Kläranlagen besteht nur dann Aufbringungsverbot, wenn diese außerhalb der Kläranlage vermischt wurden.



Rekultivierungsmaßnahmen

Die AbfKlärV ist neben der landwirtschaftlichen Verwertung auch relevant für Rekultivierungsmaßnahmen.

Nach einer dem LfU vorliegenden Stellungnahme der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) gilt beim Einsatz von Klärschlamm zu Rekultivierungszwecken die Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) i.V.m. der Klärschlammverordnung (AbfKlärV). Daraus ergeben sich folgende Anforderungen:

1. „Wird Klärschlamm zusammen mit Bodenmaterial bei einer Rekultivierung zur „Herstellung einer neuen durchwurzelbaren Bodenschicht“ eingesetzt (= Anwendungsbereich von § 12 BBodSchV) müssen „Bodenmaterial“, „Klärschlamm“ und das „Gemisch von Bodenmaterial und Klärschlamm“ folgende Anforderungen einhalten:
 - Klärschlamm muss die „stofflichen Anforderungen“ nach AbfKlärV einhalten (Grenzwerte, Anforderungen an Seuchenhygiene, jedoch nicht Aufwandmengen, nicht Nachweisverfahren)
 - Bodenmaterial muss die Vorsorgewerte der BBodSchV einhalten (bei landwirtschaftlicher Folgenutzung 70 % der Vorsorgewerte)
 - Gemisch von Bodenmaterial und Klärschlamm muss die Vorsorgewerte der BBodSchV einhalten (bei landwirtschaftlicher Folgenutzung 70 % der Vorsorgewerte)
 - Außerdem gilt folgende Anforderung nach § 12 BBodSchV für den Boden am Aufbringungsstandort: er muss in der neu entstandenen durchwurzelbaren Bodenschicht die Vorsorgewerte der BBodSchV einhalten bzw. bei landwirtschaftlicher Folgenutzung 70 % der Vorsorgewerte
2. Die DüMV regelt das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten, Pflanzenhilfsmitteln. Da es sich bei Rekultivierungsmaßnahmen nicht um eine Düngung handelt, gilt die DüMV nicht.“

In den Jahren 2007 und 2010 sind Arbeitsentwürfe zu einer Novellierung der AbfKlärV erschienen. Im August 2015 wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit ein Referentenentwurf zur Neuordnung der Klärschlammverwertung vorgelegt und wird zurzeit mit anderen Ministerien abgestimmt. Dieser Entwurf enthält eine Verschärfung der Schadstoffgrenzwerte, eine Regelung zur Qualitätssicherung und Anforderungen zur seuchenhygienischen Unbedenklichkeit. Hier wird auf die Anforderungen an sie Seuchen- und Phytohygiene nach § 5 der DüMV verwiesen.



Nach Ablauf einer Übergangsfrist sieht der Referentenentwurf zum 1. Januar 2025 ein Verbot der Aufbringung auf Böden für Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5 vor. Dies würde alle Anlagen ab 10.000 EW betreffen, die zu einem nicht unerheblichen Anteil (v.a. im unteren Bereich) nicht getrennt, anaerob stabilisieren und Schlamm aus Schlammstapelbehältern derzeit noch landwirtschaftlich entsorgen.

2.2.7 Technische Regelwerke

2.2.7.1 Grundsätze für Bemessung von Anlagen bis 1.000 Einwohnerwerte (DWA-A 222, 2011)

Dieses Arbeitsblatt beschäftigt sich mit der Bemessung, dem Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerob biologischer Abwasserbehandlung für Ausbaugrößen unter 1.000 EW. Folgende Verfahren werden behandelt:

- Einstufige Tropfkörperanlagen
- Rotationstauchkörperanlagen
- Anlagen mit getauchtem Festbett
- Wirbelschwebebettanlagen
- SBR-Anlagen
- Belebungsanlagen mit simultan aerober Schlammstabilisierung im Durchlaufbetrieb
- Kombinationsanlagen

Für die Lagerung des täglichen Überschussschlammanfalls wird ein Schlammstapel empfohlen, der für eine Speicherzeit von drei Monaten ausreichend ist. Dennoch sollen die Entsorgungsintervalle möglichst kurz gewählt werden. Bevorzugt soll laut Arbeitsblatt der Schlamm in der nächst gelegenen Schlammfäulung verwertet werden.

Für die Bemessung der Belebungsanlagen wird in diesem Regelwerk 25 d zur simultan aeroben Stabilisierung angegeben und auf die beiden Arbeitsblätter DWA-A 226 und DWA-A 131 verwiesen.



2.2.7.2 Grundsätze für Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen ab 1.000 Einwohnerwerte (DWA-A 226, 2009)

Die Planung, Bau und Betrieb von Belebungsanlagen mit einer simultanen aeroben Schlammstabilisierung ist Gegenstand dieses Regelwerks und deckt den Anwendungsbereich für Ausbaugrößen von 1.000 bis 5.000 EW ab. Es werden nur Hinweise zu Stabilisierungsanlagen zur Nitrifikation $t_{TS} \geq 20$ d bzw. für Schlammstabilisierung mit Stickstoffelimination $t_{TS} \geq 25$ d gegeben. Auch hier wird wie im DWA-A 222 für die Bemessung auf das Arbeitsblatt DWA-A 131 verwiesen. Gemäß der Empfehlung einer gemeinsamen aeroben Schlammstabilisierung im Belebungsbecken werden in diesem Arbeitsblatt auf die negativen Auswirkungen eines zu geringen Stabilisierungsgrades hingewiesen:

- Geruch
- Schlechte Entwässerbarkeit
- Zunahme der Klärschlammmenge
- Erhöhte Rückbelastung durch die Rücklösung von Stickstoff und Phosphor

Auch die Schlammspeicherung ist ein Thema. Ist bei dem Entsorgungskonzept einer Anlage ganzjährig die Abfuhr des Schlammes gesichert, so genügt ein Speichervolumen für eine einmonatige Stapelzeit. Wird der Schlamm jedoch landwirtschaftlich verwertet, so muss eine Verweilzeit von mindestens sechs Monate gewährleistet sein. Dabei wird auch daraufhin gewiesen, dass Faulgase entstehen können und evtl. Vorkehrungen zum Explosionsschutz getroffen werden müssen.

2.2.7.3 Biologische Stabilisierung von Klärschlamm (DWA-M 368, 2014)

In dem DWA-Merkblatt M 368 werden Bemessungs- bzw. Betriebsweisen von Kläranlagen mit biologischer Klärschlammstabilisierung behandelt. Das Merkblatt basiert auf dem Stand der Technik und beinhaltet ferner neuere Entwicklungen, wie die Begrenzung des Reaktionsvolumens sowie Anhaltspunkte zu hygienischen Faktoren des Klärschlammes.

Der Begriff der Stabilisierung wird hier in Anlehnung an den Entwurf der DIN EN 16323:2011-10 als Verfahren definiert, das „zum Überführen gelöster und partikulärer organischer Stoffe in anorganische oder sehr langsam weiter abbaubare organische Stoffe“ (DWA-M 368, 2014) dient.

In Bezug auf das vorliegende Projekt wird im DWA-Merkblatt M 368 der technische Abbaugrad auf Basis wirtschaftlicher Aspekte festgelegt. Dieser liegt zwischen 80 % und 90 % des theoretisch erreichbaren Abbaugrades. Dieser theoretisch erreichbare Abbaugrad ist jedoch nicht näher definiert.



Die aerobe Stabilisierung von Klärschlamm ist von zwei Faktoren abhängig, zum einen von der Temperatur und zum anderen vom Schlammalter. In gemäßigttem Klima muss ein aerobes Schlammalter von mindestens 20 d eingehalten werden. Ein Gesamtschlammalter von 25 d reicht bei Kläranlagen mit Stickstoffelimination nur dann aus, falls mindestens 65 % des Belebungsbeckens belüftet werden (aerob).

In nachfolgender Tabelle 1 wird der erforderliche Stabilisierungsgrad des Klärschlammes in Bezug auf die Verwertung oder Beseitigung in der Landwirtschaft, Landschaftsbau sowie nach thermischer Behandlung dargestellt. Hierbei wird deutlich, dass - abgesehen von der Verbrennung/Vergasung des Klärschlammes - dieser mindestens hinreichend stabilisiert sein muss (min. 80% technischer Stabilisierungsgrad), bevor er anderweitig verwertet werden darf.

Unter der Ablagerung in getrocknetem Zustand ist die Deponierung zu verstehen, die seit dem 01. Juni 2005 für organische Abfälle nicht mehr erlaubt ist.

Tabelle 1: Erforderlicher Stabilisierungsgrad des Klärschlammes in Bezug auf Verwertung/Beseitigung (DWA-M 368, 2014)

Verwertung oder Beseitigung	Erforderlicher Stabilisierungsgrad
Verwertung in flüssigem Zustand in der Landwirtschaft	Bedingt ^{***)} bis hinreichend ^{**)} stabilisiert
Verwertung in entwässertem Zustand in der Landwirtschaft, im Landschaftsbau oder zur Rekultivierung	Bedingt ^{***)} bis hinreichend ^{**)} stabilisiert
Zwischenspeicherung in Schlammteichen	Hinreichend ^{**)} stabilisiert
Ablagerung in entwässertem Zustand ^{*)}	Hinreichend ^{**)} stabilisiert
Verwertung/Ablagerung ^{*)} in getrocknetem Zustand	Bedingt ^{***)} bis hinreichend ^{**)} stabilisiert
Beseitigung nach thermischer Behandlung (z.B. Verbrennung oder Vergasung)	Vorhergehende biologische Stabilisierung nicht zwingend erforderlich, aber dringend empfohlen
Anmerkungen: ^{*)} In Deutschland seit 2005 nicht mehr zulässig. ^{**)} Abbaugrad bezogen auf die leicht abbaubare organische Trockenmasse $\eta_{\text{abb}} \geq 80\%$. ^{***)} gemeinsame aerobe Stabilisierung gemäß Arbeitsblatt ATV-DWK-A 131; Abbaugrad $\eta_{\text{abb}} < 80\%$	

Die Tabelle 1 gibt den geforderten Stabilisierungsgrad für die verschiedenen Schlammentsorgungskonzepte an. Vergleicht man diese Anforderungen der aktuellen Version des DWA-M 368 (2014) mit dem Entwurf/Gelbdruck von 2013, wurde die Forderung nach einer Schlammstabilisierung verschärft. Bei einer

thermischen Behandlung wurde im Gelbdruck lediglich eine Schlammstabilisierung empfohlen. Nun ist „eine vorhergehende biologische Stabilisierung nicht zwingend erforderlich, aber dringend empfohlen“. Des Weiteren soll der Schlamm zur Zwischenspeicherung in Schlammteichen in dem neuen M 368 „hinreichend“ statt „bedingt“ stabilisiert sein.

2.2.7.4 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen (DWA-A 131, 2000)

Das DWA-Arbeitsblatt A 131 ist maßgebend für die Planung und Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen für kommunales Abwasser. Auf diese Weise lassen sich die vorgegebenen Ablaufwerte einhalten.

Für das Forschungsprojekt sind aus diesem Arbeitsblatt ausschließlich die Angaben des Bemessungsschlammalters relevant. Dieses liegt bei simultan aerob stabilisierenden Kläranlagen mit Nitrifikation bei mindestens 20 d und mit zusätzlicher Denitrifikation bei mindestens 25 d. Des Weiteren gilt die Gleichung 5-5: $t_{TS,Bem} > 25 \times 1,072^{(12 - T)}$ für die Berechnung des Schlammalters, falls die Temperatur im Belebungsbecken im Durchschnitt höher als 12°C beträgt. Eine weitere Besonderheit stellt die erhöhte organische Fracht im Sommer dar. Für diesen Fall muss der Schlammanfall ($M_{TS,BB}$) im Winter sowie im Sommer getrennt voneinander mit Hilfe der Gleichung 5-5 ermittelt werden. Der höhere Schlammanfall ist für die Bemessung des Belebungsbeckenvolumens maßgebend. Das Schlammalter kann auf 20 d verringert werden, falls Schlammteiche oder Becken mit einjähriger Aufenthaltsdauer des flüssigen Klärschlammes zur anaeroben Nachstabilisierung existieren. Im derzeit verfügbaren Gelbdruck zur Neufassung des Arbeitsblattes A 131 ist dieser Passus weiterhin enthalten. Berechnungen zum minimal erforderlichen Schlammalter auf Grundlage der Neufassung finden sich in Kap. 6.4.3.

In nachfolgender Tabelle 2 wird das Bemessungsschlammalter in Tagen in Abhängigkeit vom Reinigungsziel und der Temperatur sowie der Anlagengröße dargestellt. Hierbei müssen Zwischenwerte falls nötig abgeschätzt werden. Das Bemessungsschlammalter liegt laut der Tabelle des Arbeitsblattes DWA-A 131 zwischen 8,3 d und 20 d. Lediglich für die Schlammstabilisierung einschließlich Stickstoffelimination beträgt das Schlammalter 25 d.

Tabelle 2: Bemessungsschlammalter in Tagen in Abhängigkeit vom Reinigungsziel, Temperatur und Anlagengröße (DWA-A 131, 2000)

Reinigungsziel	Größe der Anlage $B_{d,BSB,Z}$			
	bis 1.200 kg/d (20.000 EW)		über 6.000 kg/d (100.000 EW)	
Bemessungstemperatur	10°C	12°C	10°C	12°C
Ohne Nitrifikation	5		4	
Mit Nitrifikation	10	8,2	8	6,6
Mit Stickstoffelimination $V_D / V_{BB} =$				
0,2	12,5	10,3	10,0	8,3
0,3	14,3	11,7	11,4	9,4
0,4	16,7	13,7	13,3	11,0
0,5	20,0	16,4	16,0	13,2
Schlammstabilisierung einsch. Stickstoffelimination	25		nicht empfohlen	

2.2.7.5 Arbeitsbericht der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) der Arbeitsgruppe 3.1.1 – KA 3/94

Der Arbeitsbericht der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) der Arbeitsgruppe 3.1.1 vom März 1994 beinhaltet Stabilisierungskennwerte sowie Energie- und Emissionsbilanzen. Hierbei wird der Bezug zum DWA-Merkblatt M 368 hergestellt. Des Weiteren ist die Definition der Schlammstabilisierung nach DIN 4045 enthalten. Nach dieser bedeutet die Stabilisierung des Schlammes, dass zum einen die Geruchsstoffe reduziert werden und zum anderen der organische Anteil im Schlamm abgebaut wird. Mindestens eines dieser beiden Kriterien muss erreicht werden, damit der Schlamm als stabilisiert eingestuft werden kann.

Weitere Nebeneffekte stellen eine verbesserte Entwässerbarkeit und die Eindämmung von Krankheitserregern dar.



2.2.8 Anforderungen an Entsorgungsbetriebe

Schlamm aus einer Kläranlage kann ohne weitere Genehmigungen zur Faulung in eine größere Kläranlage transportiert werden. Nach dem Schreiben des StMUG vom 3. Juli 2006 gilt hier nicht das Abfallrecht bzw. eine Nachweisverordnung, sondern wird wasserrechtlich beurteilt (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011).

Entsorgungsbetriebe müssen vor dem gewerblichen Transport von Fäkal- oder Klärschlamm eine schriftliche Anzeige über Transport von Abfällen nach § 53 KrWG bei der zuständigen Behörde – i.d.R. Landratsamt - stellen. Die Behörde muss den Eingang der Anzeige umgehend bestätigen. Das Vorgehen ist unabhängig davon ob es sich um stabilisierten oder unstabilierten Schlamm handelt.

Zusätzlich ist eine Lizenz für den gewerblichen Güterkraftverkehr einzuholen, da Abfälle wie Güter behandelt werden. Eine Fachkundeprüfung ist erforderlich nach GüKG. Transportiert die Kläranlage ihren Schlamm mit einem eigenen Fahrzeug, ist keine Lizenz nötig.

Des Weiteren sind die Satzungen der jeweiligen Gemeinden oder Abwasserverbände für die Schlammabholung zu beachten.

Die Lagerung von Klärschlamm auf Kläranlagen ist unproblematisch. Dagegen greift bei einer Lagerung außerhalb einer Kläranlage die Bundes-Immissionsschutzverordnung (BImSchV Anh. Nr.8.13 Spalte 2):

Nach BImSch benötigen Anlagen zur zeitweiligen Lagerung von nicht gefährlichen Schlämmen, auf die die Vorschriften des KrWG und AbfG Anwendung finden, mit einer Aufnahmekapazität von ≥ 10 t/d oder einer Gesamtlagerkapazität von ≥ 150 t ein Genehmigungsverfahren. Ausgenommen ist eine zeitweilige Lagerung bis zum Einsammeln auf dem Gelände der Entstehung der Abfälle.



2.2.9 Zusammenfassung des rechtlichen Rahmens

Die Definition der Schlammstabilisierung bleibt vage – unabhängig ob simultan aerob oder getrennt anaerob stabilisiert wird.

Definitionen sind in DIN EN 12255-8, DIN EN 1085 bzw. der deutschen Norm DIN 4045 zu finden.

Es sollen im Sinne der Geruchsvermeidung leicht abbaubare, organische Stoffe minimiert werden. Ein Reduzierungsgrad wird nicht genannt.

Die DIN EN 12255-8 gibt weiter an, dass eine Teilstabilisierung durch das Belebungsverfahren mit simultaner aerober Schlammstabilisierung erreicht werden kann. Eine offene kalte Faulung von Rohschlamm sollte nur auf kleinen Kläranlagen unter 1.000 EW betrieben werden und nur dort, wo die Emission von Geruch, anderen flüchtigen Stoffen und Methan in die Umwelt hinnehmbar ist.

Konkrete Anforderungen bezüglich der Schlammstabilisierung werden weder im Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG), dem Düngegesetz, der Düngeverordnung (DüV), der Düngemittelverordnung (DüMV) noch der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) explizit formuliert.

Die Klärschlammverordnung (AbfKlärV) definiert Rohschlamm als unbehandelten Schlamm, welcher nicht auf landwirtschaftliche oder gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht werden darf. Die Entwässerung von Rohschlamm gilt nicht als Behandlung von Klärschlamm. Schlamm der in Kleinkläranlagen anfällt, gilt laut dieser Verordnung als Klärschlamm.

Die Forderung zur Schlammstabilisierung bei der landwirtschaftlichen Verwertung ergibt sich aus der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) in Verbindung mit der „Gemeinsamen Bekanntmachung zum Vollzug der Klärschlammverordnung der Bayerischen Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten“ aus dem Jahr 1997 (siehe Kap. 2.2.6). Aus dieser geht hervor, dass eine Stabilisierung von Klärschlamm Voraussetzung nach AbfKlärV für die landwirtschaftliche Verwertung ist und Schlamm aus Absetz- und Nachklärteichen von Abwasserteichanlagen sowie Schlamm aus Emscherbecken als Klärschlamm gilt, da er mindestens teilweise ausgefault ist und damit nicht mehr unbehandelt ist.

Die Gemeinsame Bekanntmachung wurde letztmalig 2004 aktualisiert und ist seit 31.12.2009 außer Kraft. Sie wird jedoch weiterhin als Erkenntnisquelle genutzt.

Da die AbfKlärV auch für die Rekultivierung relevant ist, gilt auch hier die Anforderung der Stabilisierung des Klärschlammes.



Nach Eigenüberwachungsverordnung ist auf Kläranlagen zwischen 1.000-5.000 EW monatlich der Glühverlust zu bestimmen. Ab einer Ausbaugröße von 5.000 EW ist der Nachweis über die Schlammstabilisierung zu führen. Ein bestimmtes Nachweisverfahren wird nicht vorgeschrieben (siehe Kap. 2.2.1).

Im Rahmen der technischen Regelwerke werden konkrete Auflagen für die Stabilisierung im Sinne eines ausreichenden Schlammalters formuliert.

Dem DWA-Merkblatt M 368 (DWA-M 368, 2014) können folgende Aussagen entnommen werden:

- Technischer Abbaugrad zwischen 80 und 90% des theoretisch erreichbaren Abbaugrades
- Stabilisierung abhängig von Temperatur und Schlammalter
- Aerobe Schlammalter muss mindestens 20 d betragen
- 25 d Schlammalter reicht bei Kläranlagen mit N-Elimination mit mindestens 65 % Belüftung im Belebungsbecken.

Allerdings bleibt der theoretisch erreichbare Abbaugrad unklar.

Bei thermischer Verwertung (z.B. Verbrennung oder Vergasung) ist eine vorhergehende biologische Stabilisierung nicht erforderlich, wird aber empfohlen.

Im DWA-Arbeitsblatt A 131 (DWA-A 131, 2000) wird ebenfalls auf ein minimales Schlammalter Bezug genommen:

- Bemessungsschlammalter bei aerob stabilisierenden Kläranlagen mit Nitrifikation: min. 20 d
- Mit zusätzlicher Denitrifikation: min. 25 d

Das Arbeitsblatt gestattet eine Verringerung des Schlammalters auf 20 d, falls Becken mit einjähriger Aufenthaltsdauer des flüssigen Klärschlamms zur anaeroben Nachstabilisierung existieren. Dieser Passus wurde auch in den Gelbdruck des neuen Arbeitsblattes-A 131 übernommen.



2.3 Verfahren zur Stabilisierung von Schlämmen

Für kleinere Kläranlagen unter 10.000 EW kommt eine getrennte, anaerobe Klärschlammfäulung i.d.R. aus betrieblichen und wirtschaftlichen Gründen kaum in Frage.

In Tabelle 3 sind die im DWA-Merkblatt M 368 (DWA-M 368, 2014) angegebenen Möglichkeiten zur Stabilisierung von Schlämmen aufgelistet. Für Kläranlagen unter 10.000 EW kommen demnach einige Verfahren in Frage.

Die mit Sicherheit am weitesten verbreitete Variante stellt die simultane aerobe Stabilisierung dar (Schmelz, 2013). Es wird jedoch auf den nur mäßigen Stabilisierungsgrad hingewiesen.

Stabilisierung durch Emscherbrunnen, unbeheizte Faulbehälter und anaerobe Teiche wird als in Deutschland nicht mehr eingesetzt bezeichnet (siehe Tabelle 3). Dies ist laut Einschätzung der Autoren allerdings nicht der Fall. Vor allem im Flächenstaat Bayern – aber auch in den anderen Bundesländern – kommt diese Form der Stabilisierung noch häufig vor. Es ist zu berücksichtigen, dass der Fokus des Merkblattes M 368 auf der mesophilen und thermophilen Klärschlammfäulung größerer Anlagen liegt.

Tabelle 3: Übersicht zu den Verfahren der Stabilisierung (DWA-M 368, 2014)

Wirkungsweise	Milieu	Konsistenz	Zufuhr von Wärme	Verfahren	Größenbereich Kläranlagen	Anmerkungen
Biologisch	aerob	dünnflüssig	ohne wirksame Selbstwärmung	Simultane aerobe Stabilisierung	klein bis mittel	mäßiger Stabilisierungsgrad
		eingedickt	Selbstwärmung	aerob-thermophile Schlammstabilisierung (Flüssigkompostierung)	klein bis mittel	zugleich Desinfektion erreichbar
	anaerob	entwässert	Selbstwärmung	Kompostierung in Mieten oder Bio-Reaktoren	klein bis mittel	zugleich Desinfektion erreichbar
			eingedickt	ohne Wärmezufuhr	Emischerbecken, unbeheizte Faulbehälter oder anaerobe Teiche	klein
			mit Wärmezufuhr	beheizte Faulbehälter	klein bis groß	Desinfektion thermophil erreichbar
		entwässert	mit Wärmezufuhr	in gasdichten Behältern	klein bis mittel	noch zu entwickeln
Chemisch	dual	eingedickt	mit Wärmezufuhr und -rückgewinnung	meist aerob thermophil + anaerob mesophil	mittel bis groß	zugleich Desinfektion erreichbar
		eingedickt	ohne Selbstwärmung	Zugabe von Kalkmilch	klein	zugleich Desinfektion erreichbar, nur Pseudo-Stabilisierung
	aerob oder anaerob	entwässert	mit Selbstwärmung	Zugabe von Branntkalk	klein	
	aerob	eingedickt	mit Wärmezufuhr	Nassoxidation	groß	zugleich Desinfektion
Thermisch	aerob	entwässert	mit Wärmezufuhr	Trocknung	klein bis groß	nur Pseudo-Stabilisierung zugleich Desinfektion erreichbar



Bei der simultanen aeroben Schlammstabilisierung findet die Stabilisierung im Zuge der Abwasserreinigung in den Belebungsbecken der Kläranlage statt. Für die Stabilisierung ist ein Schlammalter von 20 bzw. 25 d erforderlich. Eine entsprechend geringe Schlammbelastung $B_{TS} \leq 0,05 \text{ kgBSB}_5 / (\text{kgTS} * \text{d})$ geht damit einher. Durch diese geringe Schlammbelastung ist das Nährstoffangebot für die Mikroorganismen derart gering, dass die organischen Stoffe sowie die eingelagerten Reservestoffe größtenteils zur Deckung des Energiehaushalts der Mikroorganismen umgesetzt werden. Der organische Anteil des aerob stabilisierten Schlammes ist dann auf biologischem Wege nur noch schwer weiter reduzierbar. Die Fäulnisfähigkeit ist hierdurch auch bei längerer Lagerung gering.

Die Vorteile der simultanen aeroben Stabilisierung sind:

- Einfache Verfahrenstechnik und eine geringere Anzahl von Aggregaten (z.B. ggü. Klärschlammfäulung)
- Einsparungen durch reduzierte Verfahrenstechnik (Investitionskosten und Personalkosten)
- Höhere Betriebssicherheit, z.B. gegenüber Stoßbelastung durch größere Beckenvolumina
- Geringere Personalkosten, da vereinfachter Betrieb
- Geringeres Gefährdungspotential (keine Klärgasnutzung)

Nachteile des Verfahrens sind allerdings:

- v.a. höhere Energiekosten (Belüftungsenergie); keine Möglichkeit der Energieproduktion
- erhöhte Entsorgungsmengen durch erhöhten spezifischen Klärschlammfall
- ggf. schlechtere Entwässerbarkeit des Schlammes
- Geruchsemissionen sowie ggfs. klimarelevante Methanausgasungen bei der anschließenden Schlammstorage

Auch wenn die Energiebilanzen von simultanen aeroben Stabilisierungsanlagen deutlich schlechter sind als von Anlagen mit Klärschlammfäulung, sind diese Anlagen i.d.R. das Mittel der Wahl für die meisten kleineren Anlagen unter 15.000 EW. Hier sind neben wirtschaftlichen Gründen vor allem der Betrieb der Anlagen und Sicherheitsaspekte zu nennen, die durch die dünne Personaldecke kleinerer Anlagen nicht zu bewerkstelligen ist. Auch der Ausbildungsgrad spielt hier oft eine zusätzliche Rolle.



Des Weiteren weisen die Anlagen mit simultaner aerober Stabilisierung durch die großen erforderlichen Beckenvolumina eine höhere Betriebssicherheit (z.B. Stoßbelastung) auf. Dies sollte im Sinne der primären Aufgabe einer Kläranlage - der Abwasserreinigung - nicht vernachlässigt werden.

2.4 Nachweisverfahren zur Schlammstabilisierung

Das Merkblatt 4.7/11 des damaligen Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (LfU 4.7/11, 2004) beschreibt den Nachweis von Stabilisierungskriterien bei der aeroben Schlammstabilisierung.

Insbesondere werden die Methoden:

- Bestimmung des Glühverlustes
- Vereinfachter TTC-Test und
- Atmungsaktivität

als geeignet beschrieben, um die geforderte Stabilisierung im Rahmen der Eigenüberwachung zu kontrollieren. Für ausführliche Vorschriften für die Durchführung der Nachweismethoden wird auf die Leitfäden Nr. 2-3 und 2-4 des ATV-DVWK-Landesverbandes Bayern verwiesen.

Glühverlust

Über die Höhe des Glühverlustes kann eine grobe Zuordnung der Stabilität des Überschussschlammes vorgenommen werden. Folgende Bereiche werden definiert:

- Gut stabilisiert < 55 %
- Teilstabilisiert 55 – 65 %
- Nicht stabilisiert > 65 %.

Es wird darauf hingewiesen, dass Anlagen, die einen erhöhten Gehalt an mineralischen Stoffen im Zulauf aufweisen (z.B. Anlagen ohne Sandfang), entsprechend reduzierte Glühverluste aufweisen.



Vereinfachter TTC-Test

Beim TTC-Test wird die Enzymaktivität des Schlammes gemessen. Es wird die Farbreaktion des Enzyms Dehydrogenase mit dem Testreagenz Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC) in Form eines Farbumschlags gemessen. Tritt nach einer Standzeit von 30 min eine Rotfärbung der Schlammprobe auf, handelt es sich um nicht-stabilisierten Schlamm. Bei einer Farbreaktion nach 45 min spricht man von einer Teilstabilisierung, bzw. von dem Erreichen der „technisch aeroben Stabilisierungsgrenze“, wenn nach 60 min noch kein Farbumschlag erkennbar ist.

Nachteil des TTC-Tests ist die subjektive Wahrnehmung des Farbumschlags sowie dessen Intensität.

Atmungsaktivität

Die Atmungsaktivität einer Schlammprobe wird anhand der Geschwindigkeit der Sauerstoff-Aufnahme der aktiven Biomasse bestimmt. Die Atmungsaktivität wird oft auch als Sauerstoffzehrung bezeichnet. Die Sauerstoffzehrung einer Probe ist vor allem vom Stabilisierungsgrad der Probe sowie der Temperatur abhängig. Um eine Verfälschung der Messung zu vermeiden wird der Versuch bei konstant 20°C durchgeführt. Um auch eine Verfälschung der Messung durch Sauerstoffzehrung aus der Nitrifikation zu vermeiden wird der Probe Allylthioharnstoff (ATH) zugesetzt. Je geringer die Sauerstoffzehrung, desto stabilisiert ist der Schlamm.

Eine sichere Aussage bzgl. der Stabilisierung kann getroffen werden, wenn die Atmungsaktivität auf den Glühverlust bezogen wird. Weitgehend stabilisierte Schlämme weisen umgerechnet eine Atmungsaktivität von unter 100 gO₂/(kg_{oTS}*d) auf.

Das Merkblatt Nr. 4.7/11 weist ausdrücklich darauf hin, dass trotz Stickstoffelimination Mindestbelüftungszeiten eingehalten werden müssen. Es wird gefordert, dass die räumlichen und zeitlichen Anteile der belüfteten Phasen 65 – 70 % nicht unterschritten werden dürfen (LfU 4.7/11, 2004).

Es wird auf das Wasserhaushaltsgesetz WHG § 18 b verwiesen, nach dem für Bau und Betrieb von Abwasseranlagen die allgemein anerkannten Regeln der Technik maßgeblich sind. Dies bedeutet auch, dass Anlagen, die auf simultan aerobe Stabilisierung ausgelegt sind, auch als solche betrieben werden müssen.





3 Bestandsaufnahmen in der Praxis

Im Rahmen des Projektes wurden dreizehn reale Beispiele beschrieben und bewertet. Die im Weiteren benannten Beispielanlagen wurden im Rahmen von Ortsterminen aufgenommen. Im Rahmen der Ortstermine wurden - sofern möglich - Messungen durchgeführt und Proben für die Analyse im Labor der Hochschule Augsburg genommen. Die Ergebnisse der Laboruntersuchungen sind in Kap. 4.3 dargestellt. Die durch die Beispielanlagen zur Verfügung gestellten Betriebsdaten wurden ausgewertet und bewertet. Die Ergebnisse sind im Anhang A sowie in Kap. 5 zusammen gestellt.

3.1 Vorgehensweise

Eine der ersten Aufgaben im Rahmen des Forschungsprojektes war die Identifizierung und Auswahl von geeigneten Beispielkläranlagen. Seitens des LfU wurde eine Liste mit fünf möglichen Anlagen vorgelegt. Diese wurde anschließend mit einer Reihe von weiteren Vorschlägen aufgefüllt. Am 25.03.2015 wurden in Abstimmung mit dem LfU und den regionalen Wasserwirtschaftsämtern dreizehn Anlagen als Beispielanlagen ausgewählt.

Die ursprünglich geforderte Zahl von sieben Anlagen wurde bewusst überschritten, um einen umfassenderen Eindruck zu gewinnen. Es wurde darauf geachtet, dass unterschiedliche Anlagentypen und –größen ausgewählt wurden sowie unterschiedlichen Regionen in Bayern. Es wurden bewusst auch Anlagen hinzugenommen, die klassisch simultan aerob stabilisieren, um einen direkten Vergleich zwischen den Anlagen ziehen zu können. Dies ist besonders im Bezug auf die Auswertung der Laboruntersuchungen wichtig.

Die Beschreibungen der Beispielkläranlagen sind in Kap. 3.2 zusammengefasst.

Da die Betriebsdaten der Kläranlagen in sehr umfassendem Maße analysiert wurden, erfolgte die Auswertung in anonymisierter Form.

Es fanden für die Beispielanlagen mindestens zwei Ortstermine im März/April 2015 bzw. September/Oktober 2015 statt. Ausgewählte Anlagen wurden für weitere Probenahmen, Besprechungen der Betriebsdatenauswertung oder besondere Ereignisse (z.B. Lohnentwässerung etc.) mehrfach besucht. An den Ortsterminen waren sowohl die Hochschule Augsburg als auch das Ingenieurbüro Dr.-Ing. Schreff beteiligt. Zusätzlich zu den Terminen auf den Kläranlagen wurden Termine in den jeweiligen Gemeinden vereinbart, um alle erforderlichen Betriebsdaten zu erhalten.

Für die Ortstermine wurde im Vorfeld ein umfangreicher Fragebogen entwickelt, um eine exakte und aussagekräftige Datenlage zu generieren. Neben



Informationen zur Handhabung und Entsorgung des anfallenden Schlammes wurden Geruchsemissionen und Betriebsweise der Kläranlage sowie zukünftige Ideen und Planungen der Kläranlagen bzw. der Gemeinden abgefragt.

Der Fragebogen ist in Anhang C angefügt.

Im Rahmen der Ortstermine wurden auch orientierende Gasmessungen durchgeführt (siehe Kap. 4.1).

Sofern möglich wurden Schlammproben aus dem Belebungs- bzw. Nachklärbecken, Trübwasser aus dem Schlammstapelbehälter sowie Schlamm aus dem vollaufmischten Schlammstapelbehälter entnommen. Der pH-Wert und die Temperatur wurden sofort erfasst. Anschließend wurden die Proben gekühlt ins Labor der Hochschule Augsburg gebracht. Dort wurden folgende Parameter analysiert:

- Trockenrückstand und Glühverlust
- Atmungsaktivität
- TTC-Test
- HAc-Test zur Bestimmung der organischen Säuren
- Ammonium NH_4
- CST-Test zur Bestimmung der Entwässerbarkeit

Eine Kläranlage mit Schlammstapelbehälter und Entsorgungsintervall von sechs Monaten wurde mehrfach beprobt, um den Verlauf der nominellen Stabilisierungsparameter Glühverlust, Atmungsaktivität und TTC-Test untersuchen zu können. Proben wurden auch für die Versuche zur Gasbildungsrate genommen. Die Ergebnisse der Laboruntersuchungen sind in Kap. 4 und 5.10 dargestellt.

Neben den abwassertechnischen Standarduntersuchungen, die an der Hochschule vorgenommen wurden, erfolgten auch mikrobiologische Untersuchungen am LfU. Die Ergebnisse finden sich in Kap. 4.2.

3.2 Beispielkläranlagen

Im Folgenden werden die ausgewählten Beispielanlagen vorgestellt. Ziel war eine möglichst vielfältige Zusammenstellung der Beispielanlagen, um ein möglichst umfassendes Ergebnis zu erhalten. Eine detaillierte, tabellarische Zusammenstellung von Anlagentyp, Ausbaugröße und Ist-Belastung, praktizierter Schlammstabilisierung, Schlammbehandlung und Schlammverbleib für alle Beispielanlagen findet sich am Ende des Kapitels in Tabelle 4, Tabelle 5 und Tabelle 6.

Die dreizehn ausgewählten Beispielanlagen sind über ganz Bayern verteilt (Abbildung 1). So konnten auch regionale Unterschiede und unterschiedliche klimatische Bedingungen erfasst werden.

Bei den blau markierten Anlagen handelt es sich um Anlagen, die nach eigener Aussage ein betriebliches Schlammalter über 25 d aufweisen, also simultan, aerob stabilisieren. Die lila gekennzeichneten Anlagen weisen - nach eigener Aussage - hingegen ein Schlammalter unter 25 d auf und stabilisieren somit nicht.



Abbildung 1: Lage der Beispielkläranlagen in Bayern

Bei den orange markierten Anlagen handelt es sich um Anlagen mit Biofilmsystemen. Biofilmsysteme haben kein definiertes Schlammalter. Der Überschussschlamm von Biofilmanlagen kann als echt stabilisierter Schlamm angesehen werden. Diese Anlagen betreiben eine Vorklärung und produzieren Primärschlamm. Bei den Biofilmanlagen handelt es sich um eine Tropfkörperanlage, eine Wirbelschwebbettanlage sowie eine Scheibentauchkörperanlage (siehe Tabelle 4).

Die unterschiedlichen Anlagentypen sind auch in Abbildung 2 erkennbar. Fast 50 % der Anlagen weisen nach eigenem Bekunden bei der IST-Belastung ein Schlammalter unter 25 d auf. Im Verlauf der Betriebsdatenauswertung hat sich gezeigt, dass die tatsächlichen Betriebskennwerte oft nicht ganz der Einschätzung der Betreiber entsprachen.

Bei den Belebungsanlagen handelt es sich vor allem um klassische Belebungsanlagen. Bei zwei der Anlagen handelt es sich um SBR-Anlagen. Eine Anlage ist als Belebungsanlage in Erdbecken ausgeführt. Des Weiteren wurden jeweils eine Anlage mit einer Kaskade und einem Röhrenreaktor untersucht. Vier Beispielanlagen waren Kombianlagen, wie sie in den Größenklassen 2 und 3 häufig vorkommen (siehe Tabelle 5 und Tabelle 6).

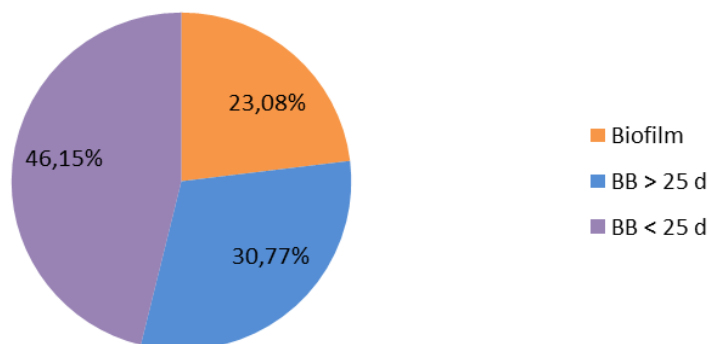


Abbildung 2: Anlagentypen der untersuchten Beispielanlagen gemäß Betreiberaussagen

Es wurden drei Biofilmanlagen und zehn Anlagen mit Belebungsverfahren mit Ausbaugrößen in den Größenklassen 2 bis 4 genauer untersucht (siehe Abbildung 3). Anlagen der Größenklasse 1 wurden bewußt nicht untersucht, da in dieser Größenklasse die Betriebsdaten durch den geringen Untersuchungsumfang nach Eigenüberwachungsverordnung oft schwierig auszuwerten sind.

Drei Anlagen weisen eine Ausbaugröße zwischen 12.000 und 25.000 EW auf (Größenklasse 4). Bei diesen Anlagen war die Datenlage gut bis sehr gut. Zwei Anlagen haben eine Ausbaugröße von 8.500 bzw. 9.000 EW. Der Hauptteil der untersuchten Beispielanlagen ist in Größenklasse 2 zu finden. Hier war die Dichte der Betriebsdaten teilweise zu gering, um belastbare Daten zu erhalten.

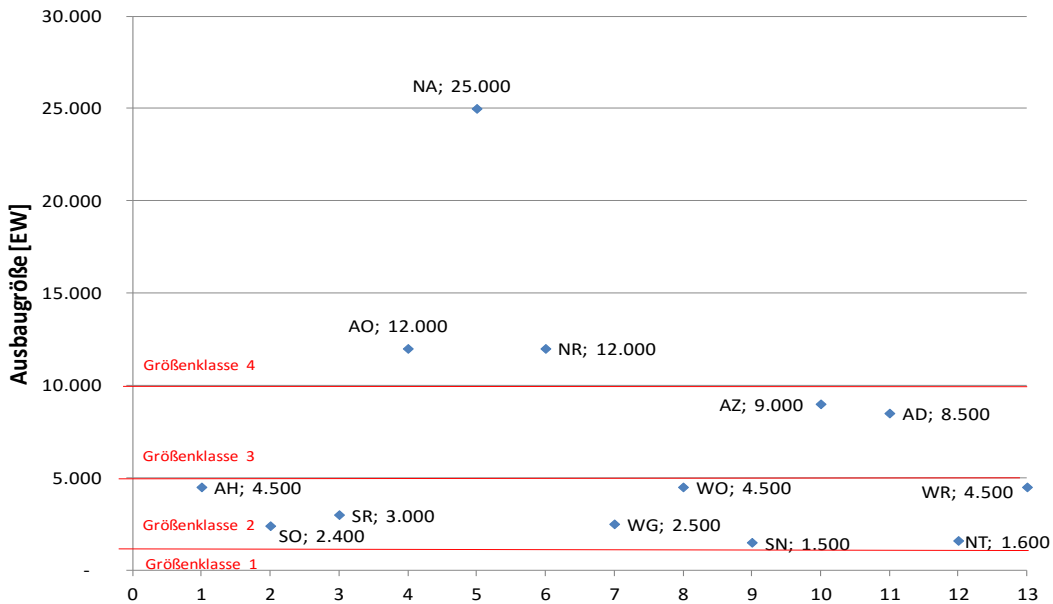


Abbildung 3: Ausbaugröße der ausgewählten Beispielanlagen

Spezielles Augenmerk bei der Betrachtung der Beispielanlagen lag auf der Handhabung und Entsorgung des anfallenden Rohschlammes. Bis auf drei Anlagen mit maschineller Eindickung und/oder Entwässerung wird der Schlamm auf den Beispielkläranlagen lediglich statisch in Schlammstapelbehältern oder Schlammbecken eingedickt (siehe Abbildung 4). Die Behälter sind teilweise eingegraben bzw. angeschüttet, es ist jedoch keiner der Behälter isoliert. Die erreichten Feststoffgehalte in den Schlammstapelbehältern lagen zwischen 1,4 und 5,2 % TR.

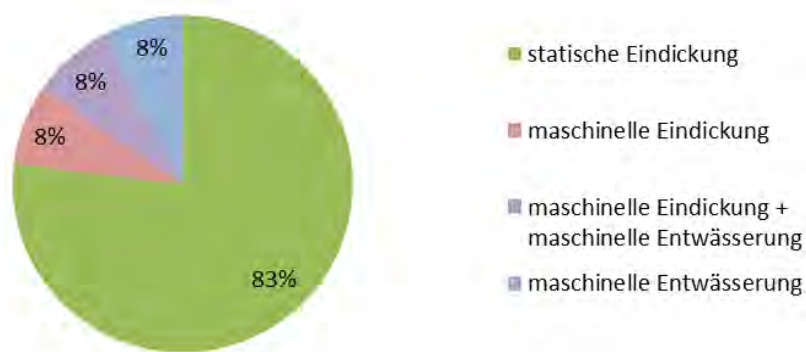


Abbildung 4: Prozentuale Verteilung der Schlammbehandlungsverfahren der Beispielanlagen

Die größte betrachtete Anlage mit 25.000 EW verfügt sowohl über eine maschinelle Eindickung vor der Speicherung im Schlammstapelbehälter, als auch über eine stationäre, maschinelle Entwässerung vor der Verwertung. Eine Anlage mit einer Ausbaugröße von 9.000 EW dickt den Überschussschlamm maschinell ein,

bevor dieser im Schlammstapelbehälter gelagert wird. Die Kläranlage WR mit einer Ausbaugröße von 4.500 EW verfügt über eine maschinelle Entwässerung. Der entwässerte Schlamm geht anschließend in die thermische Verwertung.

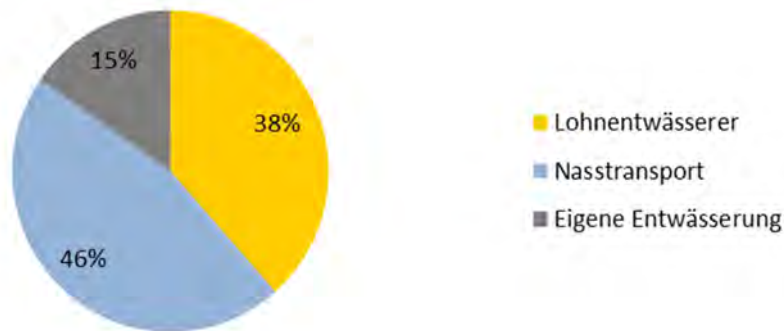


Abbildung 5: Schlamm Entsorgung der Beispielanlagen

Entsprechend der überwiegenden Anzahl an Anlagen, die nur statisch eindicken, teilt sich die Schlamm Entsorgung fast gleich auf externe Lohnentwässerung sowie den Nasstransport von Schlamm auf (Abbildung 5). Hinsichtlich des Schlammverbleibs sind alle möglichen Entsorgungswege repräsentiert. Der Transport von Nassschlamm erfolgt bei den Anlagen, die den Schlamm an eine nahegelegene größere Kläranlage abgeben (SN, NT, WG), sowie den Kläranlagen, deren Schlamm landwirtschaftlich verwertet wird (AD, SO, SR) (siehe Abbildung 6). Klärschlamm, der mit einer externen Lohnentwässerung behandelt wird, geht bis auf eine Anlage (Rekultivierung) anschließend in die thermische Verwertung.

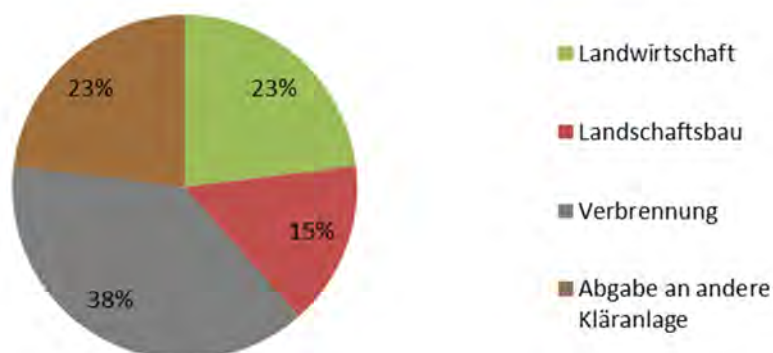


Abbildung 6: Schlammverbleib der Beispielanlagen

Bei allen drei untersuchten Biofilmanlagen wird – wie es für Biofilmanlagen aus betrieblichen Gründen erforderlich ist – durch eine Vorklärung Primärschlamm abgetrennt. Dieser wird in allen untersuchten Fällen zusammen mit dem

anfallenden Überschussschlamm gelagert und nach Bedarf entsorgt. Die Lagerdauer des Schlammgemischs dieser Anlagen liegt zwischen sechs Monaten und zwei Jahren. Zwei der drei Biofilmanlagen entsorgen das anfallende Primärschlamm-/Überschussschlammgemisch landwirtschaftlich. Diese Vorgehensweise wurde im Rahmen des jeweiligen wasserrechtlichen Verfahrens genehmigt und wird bereits seit Jahren praktiziert. Gemäß Aussage der Betreiber gibt es derzeit weder Absatzprobleme, noch liegen Informationen zu Geruchsproblemen bei der landwirtschaftlichen Verwertung vor.

Neben den drei Biofilmanlagen verfügt auch eine Belebtschlammanlage aus Kapazitätsgründen über eine Vorklärung. Auch hier wird der Überschussschlamm in die Vorklärung gefördert und dann gemeinsam in den Schlammspeicher abgezogen. Der Schlamm wird hier mobil entwässert und anschließend thermisch verwertet.

Die Lagerung des Klärschlamms bis zur Entsorgung variiert stark zwischen den Beispielanlagen (siehe Abbildung 7). Die Aufenthaltszeit im Behälter schwankt je nach Anlage zwischen 24 Monaten und wenigen Wochen. Im Mittel beträgt die Lagerdauer 5,7 Monate.

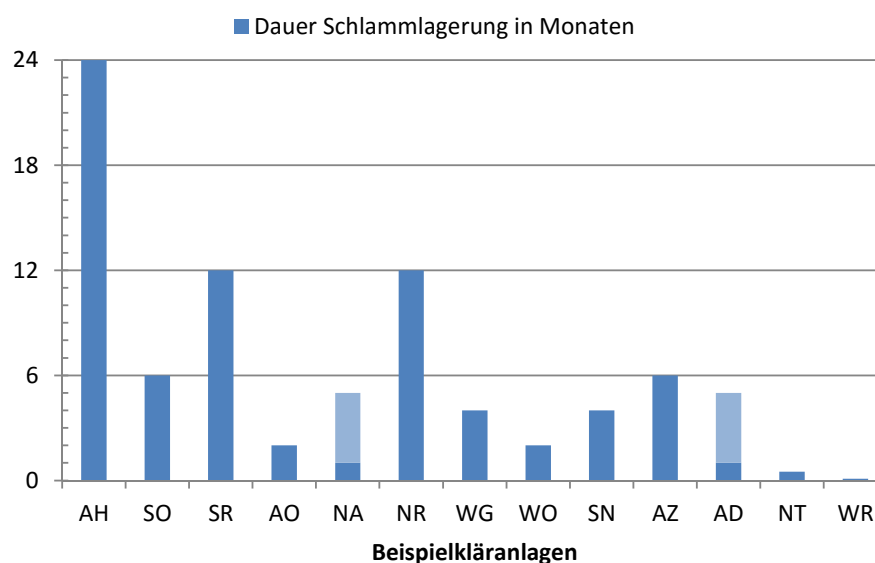


Abbildung 7: Dauer der Schlamm Lagerung in Monaten für alle Beispielkläranlagen

Die Kläranlagen NA und AD sind mit unterschiedlicher Lagerdauern dargestellt (dunkelblau/hellblau). Dies liegt daran, dass die Kläranlagen im Winter keinen Klärschlamm abgeben, im Sommer jedoch in relativ kurzen Abständen. Die Kläranlage AD entsorgt den Schlamm als Nassschlamm landwirtschaftlich und ist somit an die Vegetationsperioden gebunden. Die Kläranlage NA entwässert den



Schlamm selbst. Dies wird in den Wintermonaten auf Grund von Geruchsproblemen vermieden. Die Schlammabgabe erfolgt in die Rekultivierung.

In den folgenden Tabellen sind für die untersuchten Kläranlagen getrennt nach Biofilmanlagen, Belebungsanlagen mit einem Schlammalter von über 25 d bzw. unter 25 d der Anlagentyp, Ausbaugröße und Ist-Belastung, praktizierter Schlammstabilisierung, Schlammbehandlung und Schlammverbleib zusammen gestellt.

Grundlage für die Klassifizierung der Belebungsanlagen (Schlammalter) war die eigene Einschätzung der Betreiber. Im Rahmen der Datenerhebung und der Auswertung haben sich teilweise andere Ergebnisse gezeigt.

In den Beschreibungen der Kläranlagen (Anhang A) wurden die angegebenen Auslastungen der Betreiber verwendet, diese decken sich nicht immer mit den Auswertungen in diesem Bericht.

Tabelle 4: Zusammenfassung der Kenndaten der Beispielanlagen - Biofilmanlagen

Biofilmanlagen						
Schlüssel	Anlagenart	Ausbaugröße [EW]	IST-Belastung [EW]	Schlammstabilisierung	Schlammbehandlung	Schlammverbleib
AH	Tropfkörper	4.500	3.000	ÜS simultan aerob in Tropfkörper, "kalte Faulung" (Lagerung in der Vorklärung)	statische Eindickung PS + ÜS in VK	Schlammabzug durch Lohnentwässerer -> Solare Trocknung -> thermische Mitverbrennung
SO	Wirbelschwebbett	2.400	2.000	ÜS simultan aerob in WSB-Belebung, "kalte Faulung" (Lagerung im Schlamm Speicher)	statische Eindickung PS + ÜS in VK -> Abzug in 2 Stapelbehälter	Nassaufbringung in landwirtschaftlicher Verwertung
SR	Scheibentauchkörper	3.000	2.000 bis 2.200	ÜS simultan aerob in Scheibentauchkörper, "kalte Faulung" (Lagerung im Schlamm Speicher)	ÜS aus 1. Stufe wird in Vorschacht der VK statisch eingedickt -> in den Vorschacht wird auch PS aus VK gepumpt -> PS + ÜS wird in Schlammstapel 1 gepumpt -> wenn Stapel 1 voll, wird kompletter Inhalt in Stapel 2 gepumpt (-> kalte Faulung ohne Frischschlammzugabe)	Nassaufbringung in landwirtschaftlicher Verwertung

Tabelle 5: Zusammenfassung der Kenndaten der Beispielanlagen – Belebungsanlagen mit Schlammalter < 25 d

Belebung mit "< 25 d Schlammalter"						
Schlüssel	Anlagenart	Ausbau- größe [EW]	IST-Belastung [EW]	Schlammstabilisierung	Schlammbehandlung	Schlammverbleib
AO	Belebung, Kombibecken	12.000	9.300	simultan aerob in der Belebung (teilweise) und getrennt aerob bei Nachbelüftung des Schlamms	Nachbelüftung in 1. Kammer des Schlammstapels -> Lagerung des Schlamms in 2. Kammer des Schlammstapels	Lohnentwässerer entwässert den Schlamm und bringt den Klärschlamm in die Verbrennung
NA	Belebung, Kombibecken ("Rohrreaktor")	25.000	18.000	keine	Voreindickung ÜS maschinell mittels Scheibeneindicker und polymeren Flockungsmitteln -> voreingedickter Schlamm kommt in 2 Stapelbehälter -> Behälter zur getrennten Nachbelüftung ist außer Betrieb -> eingedickter Schlamm wird kontinuierlich nach Bedarf stationär mit Zentrifuge und flüssigen Polymeren / Flockungsmitteln entwässert	Schlamm wird zur Kompostierung gegeben mit anschließender landschaftsbaulicher Verwertung
NR	Belebung, Kaskaden mit intermittierender Denitrifikation	12.000	8.800	simultan aerob (ÜS), zusätzlich "kalte Faulung" für PS + ÜS	Abzug PS + ÜS aus VK -> statische Eindickung PS + ÜS in 2 Schlammstapeln -> Kalkzugabe (1x bei Entwässerung) zur Stabilisierung	Lohnentwässerer entwässert (unter Zugabe von flüssigen polymeren Flockungsmitteln) den Schlamm -> Mitverbrennung
WG	Belebung, 1. Becken unbelüftet, 2. Becken belüftet	2.500	1.400	simultan aerob (teilweise)	ÜS aus NK 3 x pro Woche abgezogen in Schlammstapel -> statische Eindickung mit Polymer als Granulat	ÜS zur Entwässerung zur KA_M bzw. über Faulung
WO	Belebung (Erdbauweise), komplett dauerbelüftet, mit Totzonen	4.500	3.000	simultan aerob (teilweise)	ÜS aus NK wird täglich wechselnd mit RS in Schlammstapel gepumpt	Lohnentwässerer entwässert Schlamm mit Hilfe flüssigen Flockungsmittels und entsorgt ihn (thermische Verbrennung)
SN	Belebung, Kombianlage	1.500	1.400	simultan aerob (teilweise)	ÜS aus NK 3 x pro Woche abgezogen in Schlammstapel -> Vor Entsorgung aufrühren und Kalkzugabe	Nassschlamm nach KA_S zur Entwässerung



Tabelle 6: Zusammenfassung der Kenndaten der Beispielanlagen – Belebungsanlagen mit Schlammalter > 25 d

Belebung mit "> 25 d Schlammalter"						
Schlüssel	Anlagenart	Ausbau- größe [EW]	IST-Belastung [EW]	Schlammstabilisierung	Schlammbehandlung	Schlammverbleib
AZ	Belebung, Kombibecken (BB, Schlammstapel, NK)	9.000	8.800	simultan aerob	Eindickung ÜS mit Siebtrommel -> ÜS in Schlammstapel, Eindickung mit Hilfe flüssiger polymerer Flockungsmittel	Lohnentwässerter entwässert Schlamm mit Kammerfilterpresse oder Zentrifuge und entsorgt ihn -> bis 2013 Solare Trocknung -> aktuell Rekultivierung
AD	Belebung, 2 Kombibecken im Parallelbetrieb	8.500	7.800	simultan aerob	Abzug ÜS aus NK zum Schlammstapel -> Voreindickung in 1. Kammer mit Hilfe flüssiger polymerer Flockungsmittel -> 1 x pro Woche Trübwasserabzug, anschließend wird voreingedickter Schlamm zur Lagerung in 2. bzw. 3. Kammer gepumpt	Nassschlamm wird zur landwirtschaftlichen Verwertung abgeholt
NT	Belebung, 2 SBR, Grobentschlammung (nicht in Betrieb)	1.600	480	simultan aerob	ÜS aus SBR (zukünftig auch PS aus Grobentschlammung) wird in den Schlammstapel gepumpt und dort statisch eingedickt	Schlamm wird ohne Entwässerung und unstabiliert zur KA_P gefahren -> Ohne weitere Eindickung in die Faulung
WR	Belebung, 2 SBR	4.500	3.000	simultan aerob	ÜS aus SBR wird täglich mehrmals in Schlammstapelbecken gepumpt -> Schlammwässerung mittels Schneckenpresse und flüssigem Flockungsmittel	Entwässertes Klärschlamm wird verbrannt



Zusätzliche Beispielanlagen

Nachträglich wurden noch zwei weitere Beispielanlagen als Referenzanlagen in die Untersuchungen aufgenommen.

Es handelt sich um die Anlage SG, die über einen geschlossenen Schlammstapelbehälter verfügt, und die Anlage AB, die eine getrennte anaerobe Stabilisierung betreibt.

Kläranlage AB

Die Kläranlage AB wurde zum Programm hinzugenommen, um einen direkten Vergleich zu einer getrennt, anaerob stabilisierenden Anlage zu ermöglichen. Hierauf wurde sowohl in Hinsicht auf die mikrobiologischen Untersuchungen, die Gas- und Geruchsmessungen sowie die Gasbildungsversuche im Labor zurückgegriffen.

Die Kläranlage AB hat eine Ausbaugröße von 28.000 EW, die mittlere Belastung liegt bei 22.000 EW. Der industrielle Einfluss liegt bei knapp 30 %.

Die Kläranlage ist mit Vorklärung, Belebungsbecken und getrennter Schlammbehandlung ausgestattet. Das aerobe Schlammalter im Belebungsbecken liegt bei 12 d. Die Aufenthaltszeit im Faulbehälter liegt bei 30 d.

Der anfallende Primär- und Überschussschlamm wird vor der Zugabe in die Faulung in einem Voreindicker eingedickt. Der Faulschlamm wird nach der Faulung nochmals in einem Nacheindicker eingedickt, bevor der Schlamm in drei baugleichen Silos gelagert wird.

Der Schlamm wird über einen Vorlagebehälter und einen stationären Dekanter werktäglich entwässert und wöchentlich entsorgt. Der entwässerte Schlamm wird thermisch verwertet (Mitverbrennung).



Kläranlage SG

Die Kläranlage SG wurde im Jahr 2013 auf 1.500 EW (Auslegung) erweitert. Es handelt sich um eine Wirbelschwebebettanlage mit vorgeschalteter Vorklärung. Der anfallende Schlamm wird in einem abgedeckten Schlammstapelbehälter gespeichert.

Die Leerung des Schlammstapelbehälters aus Stahlbeton mit einem Volumen von 700 m³ erfolgt alle 1,5 Jahre. Der Schlamm wird anschließend thermisch entsorgt. Anfallendes Trübwasser wird in den Zulauf der Kläranlage geleitet. Deutliche Korrosionserscheinungen sind im Bereich des Trübwasserablaufs sichtbar.

Die Wohnbebauung ist nur etwa 150 m entfernt. Da es in der Vergangenheit bereits zu Beschwerden bzgl. Geruchsbelastung durch die Kläranlage gekommen ist, wurde der Schlammstapelbehälter abgedeckt. Ein Abluftabzug bzw. Abluftbehandlung ist nicht vorhanden.

Der Behälter ist mit einem Innenbecken ausgestattet. Aus konstruktiven Gründen war eine Lastabtragung der Abdeckung erforderlich. Trübwasser wird über eine feste Schwelle abgezogen.



4 Begleitende Messungen und Laboruntersuchungen

Im Rahmen des Forschungsprojektes waren ursprünglich keine Messungen und Laboruntersuchungen vorgesehen. Es wurde jedoch deutlich, dass Erkenntnisse aus Messungen und Laboruntersuchungen einen wichtigen Beitrag zur Beurteilung der Situation leisten können.

Daher wurden Gasmessungen, sowie Laboruntersuchungen zu den gängigen Stabilisierungskriterien sowie zur Gasbildungsrate (GB21) durchgeführt und ausgewertet. Außerdem wurde die Geruchsbelastung im Rahmen der Ortstermine subjektiv bewertet. Des Weiteren wurden mikrobiologische Untersuchungen in Schlämmen einiger Beispielkläranlagen durch das LfU durchgeführt.

4.1 Gas- und Geruchsmessungen

Die These der hohen Gasemissionen – besonders in Bezug auf Treibhausgase – aus Schlammstapelbehältern ist weit verbreitet. Zur Überprüfung dieser These wurden orientierende Gasmessungen bei den Ortsterminen durchgeführt. Von besonderem Interesse war die Frage inwieweit der Stabilisierungsgrad Einfluss auf Gas- und Geruchsbildung hat.

4.1.1 Gasbildung

Die Gasproduktion eines Schlammes hängt von einer Vielzahl an Randbedingungen wie Schlammmenge, Beschaffenheit, Art des biologischen Reinigungsverfahrens, Grad der Vorreinigung, toxischen Einflüssen, Lagerdauer und Zugabe externer Stoffe ab (Pinnekamp, 2015).

Relevante Gase im Zusammenhang mit Schlamm sind Methan (CH_4), Kohlendioxid (CO_2), Kohlenstoffmonoxid (CO) und Schwefelwasserstoff (H_2S) sowie Lachgas (N_2O).



4.1.1.1 Methan (CH₄)

Methan ist farb- und geruchlos und ist Hauptbestandteil von Klärgas. Es entsteht durch anaeroben Abbau organischer Substanz (UBA, 2014).

Das Gas ist brennbar und bildet mit Atmosphärenluft explosionsfähige Gemische bei einem Volumenanteil zwischen 4,4 (untere Explosionsgrenze UEG) und 16,5 Vol-% (obere Explosionsgrenze OEG). Messgeräte zeigen daher für Methan oftmals die Einheit %UEG an (Haufe - Lexikon Arbeitsschutz, 2015).

Methan weist eine sehr geringe Löslichkeit von 0,03 gGas/l Wasser (für 25°C) auf. Die Dichte ist mit 0,7 g/l geringer als die von Atmosphärenluft mit 1,3 g/l (Seilnacht, 2015).

Das Treibhauspotential von Methan ist 25-mal höher als das von CO₂. (Parravicini & Svoldal, 2015) (siehe Kap. 7.2.1).

Da Methan ungiftig ist, gibt es keinen Arbeitsplatzgrenzwert (AGW) für CH₄, was der ehemaligen maximalen Arbeitsplatzkonzentration entspricht (MAK).

Das Bildungspotential von Methan ist von der Menge der biologisch abbaubaren organischen Verbindungen (CSB/BSB₅) abhängig. Laut IPCC weisen Abwässer mit hohen CSB-Konzentrationen unter denselben Bedingungen auch eine hohe CH₄-Bildungsrate auf (IPCC, 2006).

Methan entsteht unter anaeroben Bedingungen. Im Rahmen der Abwasserreinigung kann Methan an folgenden Stellen entstehen und in die Atmosphäre austreten (Bolle & Pinnekamp, 2011):

- Zulauf bzw. im Kanalnetz
- Vorklärung
- Anaerobe Abwasserbehandlung bzw. biologische Phosphorelimination
- Offene Eindicker
- Undichtigkeiten in Faulbehältern
- Schlamm- und Faulgasverbrennung

Methanemissionen werden demnach durch die Art der Abwasserbehandlung, pH-Wert und Temperatur sowie die Konkurrenz von methanogenen und sulfatreduzierenden Bakterien beeinflusst.

Unterhalb einer Temperatur von 15°C sind keine bedeutenden Methanemissionen zu erwarten, da die methanogenen Bakterien kaum aktiv sind (Bolle & Pinnekamp, 2011; IPCC, 2006). Schlammstapelbehälter weisen über weite Strecken des Jahres Temperaturen unter 15°C auf (siehe Kap. 5.10).



4.1.1.2 Kohlenstoffdioxid (CO₂)

Kohlenstoffdioxid kommt natürlich in der Atmosphäre vor. Es entsteht sowohl bei der vollständigen Verbrennung von kohlenstoffhaltigen Substanzen (bei ausreichend vorhandenem Sauerstoff) als auch als Produkt der Zellatmung von Pflanzen und Organismen.

Kohlenstoffdioxid ist ein wichtiges Treibhausgas und dient als Grundlage für die Berechnung von Klimabilanzen (siehe Kap. 7.2.1). Die mittlere Konzentration in der Erdatmosphäre liegt derzeit etwa bei 0,039 Vol-% (IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013; Berufsgenossenschaft der Bauwirtschaft, 2015).

Es handelt sich um ein farb- und geruchloses Gas mit einer hohen Löslichkeit von 1,5 gCO₂/l Wasser (für 25°C) (Seilnacht, 2015). Die Dichte von Kohlenstoffdioxid ist mit 1,98 g/l höher als die von Atmosphärenluft.

Der Arbeitsplatzgrenzwert AGW für eine tägliche Exposition von acht Stunden liegt bei 9.100 mg/m³ entsprechend 5.000 ppm (DGUV, 2009).

Unterhalb der Maximalen Immissions-Konzentration (MIK) von 3.000 ppm (0,3 Vol-%) bestehen keine Gesundheitsbedenken bei dauerhafter Einwirkung. Konzentration von etwa 6 Vol-% führen zur Bewusstlosigkeit und höhere Konzentrationen können tödlich enden (Seilnacht, 2015).

4.1.1.3 Kohlenmonoxid CO

Kohlenstoffmonoxid ist ein farb-, geruch- und geschmackloses Gas und wird daher nicht wahrgenommen. Es entsteht v.a. bei der unvollständigen Verbrennung (Kickelbick, 2008). Die Emission von Kohlenmonoxid ist im Rahmen der Schlamm-speicherung und -behandlung i.d.R. nicht zu erwarten. Es handelt sich um ein giftiges Gas, das den Sauerstofftransport im Blut unterbindet. Der AGW liegt bei 30 ppm (DGUV, 2009).

4.1.1.4 Schwefelwasserstoff (H₂S)

Schwefelwasserstoff (H₂S) weist anders als die anderen Gase einen stechenden Geruch nach faulen Eiern auf (Kickelbick, 2008). Die normale Geruchsschwelle liegt bei nur 0,001 ppm. Bei etwa 0,2 ppm ist der Schwefelgeruch deutlich wahrnehmbar (ATV-DVWK-M 154, 2003). H₂S ist ein giftiges Gas und zudem schwerer als Luft, was bei hohen Konzentrationen die Arbeitssicherheit gefährdet (Bohatsch, 2011). Erhöhte H₂S-Konzentrationen betäuben die Geruchsrezeptoren, wodurch eine Erhöhung der Konzentration nicht mehr über den Geruch wahrgenommen wird.



Der AGW liegt bei 5 ppm. Ab 50 ppm ist mit Reizungen des Atemtraktes zu rechnen, ab 100 ppm mit Verlust des Geruchssinn, ab 200 ppm mit Kopfschmerzen und ab 300 ppm mit Brechreiz. H₂S-Konzentrationen über 500 ppm führen zu Bewusstlosigkeit und Krämpfen, bei längerer Exposition ist die Situation lebensbedrohlich (Berufsgenossenschaft der Bauwirtschaft, 2015).

Schwefelwasserstoff (H₂S) entsteht bei Fäulnisprozessen im Abwasser (ATV-DVWK-M 154, 2003). Die Verbindung ist ein Produkt der Sulfatreduktion durch Bakterien, die allgegenwärtig sind und auch unter extremen Bedingungen (Temperaturen: 5-75°C, pH: 5-9,5) überleben können (ATV-DVWK-M 154, 2003).

H₂S ist immer im Abwassersystem präsent und tritt z.B. in Druckleitungen oder Pumpensämpfen auf (Elgeti, et al., 2015).

H₂S wirkt stark korrosiv auf Beton und Stahl und ist geruchsbelastend. Es bildet sich bei niedrigen pH-Werten. Bei einem pH-Wert von 6 ist die größte H₂S-Konzentration vorhanden. Bei einem pH-Wert von 9 bildet sich nur wenig H₂S, da im Wasser bei alkalischen Bedingungen kaum H⁺-Protonen vorhanden sind, die sich mit S²⁻ verbinden können (Bohatsch, 2011).

4.1.1.5 Lachgas (N₂O)

Lachgas wurde im Rahmen dieses Projektes nicht gemessen. Lachgas wirkt in geringen Konzentrationen narkotisch und wird daher häufig als Narkosemittel bei operativen Eingriffen eingesetzt. Der AGW beträgt 100 ppm. Laut IPCC wird auf Kläranlagen etwa 1% der jährlichen Stickstofffracht zu N₂O umgesetzt. Von *Parravicini* und *Svardal* (2015) wird eine Spanne von 0,003 bis 2,6 % der zufließenden Stickstofffracht genannt. Es handelt sich demnach eher um eine untergeordnete Gasemission. Kritisch ist allerdings, dass Treibhauspotential von Lachgas annähernd 300-mal dem von CO₂ entspricht (siehe Kap. 7.2.1).

Da Lachgas eine gute Löslichkeit in Wasser hat, wird es vermutlich durch den Kläranlagenablauf ins Gewässer transportiert und erst dort bei turbulenter Strömung ausgestrippt (Bolle & Pinnekamp, 2011).

N₂O-Emissionen treten vor allem bei der Stickstoffelimination und somit zu 90 % im Belebungsbecken auf (Parravicini & Svardal, 2014). Während der belüfteten Phase kann Lachgas trotz seiner hohen Löslichkeit ausstrippt. Auch bei der Verbrennung von Klärschlamm und Rechengut treten N₂O-Emissionen auf. Nur geringe Emissionen werden aus den Anlagenteilen Sandfang (5 %) sowie Schlamm Speicher (5 %) (Bolle & Genzowsky, 2011) emittiert.

4.1.2 Gas-Messungen vor Ort

Im Rahmen der Ortstermine wurden mittels eines Gaswarnmessgerätes der Fa. Dräger (Gaswarnmessgerät X-am 5600 mit Wasser- und Staubschutz, selbstansaugend mit externer Pumpe für Gasmessungen) stichprobenartig gezielte Messungen von Leitparametern in der Abluft von Schlamm Speichern sowie zum Vergleich in der Umgebungsluft sowie im Bereich der biologischen Stufe vorgenommen (siehe Abbildung 8).



Abbildung 8: Eingesetztes Messgerät X-am 5600 der Fa. Dräger mit Wasser- und Staubschutz, selbstansaugend mit externer Pumpe für Gasmessungen

Die Messungen wurden durchgeführt, um Erkenntnisse bezüglich der Lagerung nicht stabilisierter Schlämme (Geruchsemissionen) und zum Thema Klimarelevanz zu gewinnen.

Folgende Parameter wurden bestimmt:

- O₂ (Vol-%)
- CO₂ (Vol-%)
- H₂S (ppm)
- CH₄ (UEG)
- CO (ppm)

Anfangs wurden zusätzlich Dräger-Messröhrchen und ein Brigon CO₂-Messgerät eingesetzt. Jedoch hat sich gezeigt, dass die Gaskonzentrationen in der Abluft deutlich unter der Messgrenze dieser beiden Geräte lagen. Die Messungen mittels Dräger-Röhrchen und Brigon CO₂-Messgerät wurden daher eingestellt.

Da die Gasmessungen eigentlich nicht Teil des Forschungsprojektes waren, wurden für die Messungen keine Gashauben o.ä. verwendet.



Im Rahmen von aktuellen Forschungsprojekten wird zur Bestimmung von Gasen oft Infrarot-Spektrometrie verwendet.

Dies war im vorliegenden Forschungsprojekt aus Kostengründen nicht möglich.

An der Ruhr-Universität-Bochum wird an einer Methode zu Aussalztechnik von Treibhausgasen aus der Wasser- und Schlammphase auf Kläranlagen geforscht. Diese Methode zur Bestimmung der Gasemissionen ist jedoch noch in der Entwicklung.

Insgesamt ist zu sagen, dass kaum Gase gemessen werden konnten. Dies betrifft vor allem die Parameter Sauerstoff und Kohlenmonoxid. Die Sauerstoffkonzentration war bei allen Messungen im Bereich normaler Umgebungsluft im Bereich von 20 Vol%. Kohlenmonoxid konnte nicht detektiert werden.

Besonders bei den Anlagen mit geringem Schlamm Spiegel in den Speichern konnten keine von der Umgebungsluft erhöhten Gaswerte gemessen werden, was vermutlich auf den hohen Vermischungsgrad mit der Umgebungsluft und ggfs. Luftbewegungen/Wind zurückzuführen ist.

CH₄ konnte ebenfalls nur sehr selten nachgewiesen werden (Nachweisgrenze: 440 ppm). Dies war überraschend, da Schlammstapelbehältern hohe Faulgasemissionen zugeschrieben werden. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass Methan nur eine geringe Löslichkeit und eine geringere Dichte als Umgebungsluft besitzt. Dies führt dazu, dass CH₄ sehr schnell ausgast, in die Umgebung aufsteigt und daher nur schlecht messbar ist.

Hohe CH₄-Konzentrationen wurden nur an einem geschlossenen Zentralspeicher der Kläranlage NA mit 11.000 ppm bzw. an einem geschlossenen Schlammstapelbehälter der Kläranlage SG mit 30.000 ppm gemessen (siehe Abbildung 9). Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass das Methan durch die Abdeckung nicht entweichen kann. Im Fall der Anlage SG liegt die gemessene Konzentration jedoch bedenklich nahe an der unteren Explosionsschutzgrenze von 4,4 Vol-%, entsprechend 44.000 ppm.

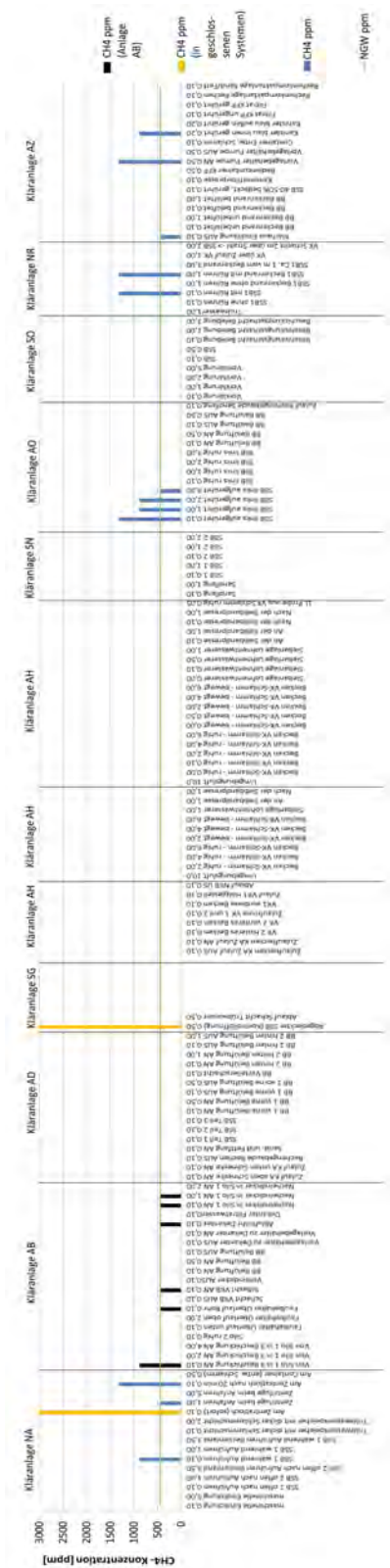


Abbildung 9: Ergebnisse der CH₄-Messungen in ppm im Rahmen der Ortstermine der Beispielanlagen, 2015; vergrößerte Ansicht siehe Anhang D



CH₄-Konzentrationen konnten außerdem in geringem Umfang bis maximal 1.300 ppm (0,13 Vol-%.) an Schlammstapelbehältern gemessen werden, wenn diese unmittelbar aufgerührt wurden (KA AO, NR und AZ).

Des Weiteren wurden CH₄-Emissionen an der laufenden Zentrifuge der Anlage NA gemessen. Bei den in Abbildung 9 schwarz dargestellten Messwerten handelt es sich um die KA AB, die getrennt anaerob stabilisiert. Hier konnten CH₄-Emissionen im geringen Umfang von maximal 900 ppm im Bereich Ablaufschacht Vorklärung, der Vorlage zur Schlammmentwässerung, Ablauf Faulbehälter sowie den Nacheindickern des Faulschlammes gemessen werden. Es kommt demnach auch bei Faulschlamm zu Methanausgasungen.

Auch für die Parameter CO₂ und H₂S waren die gemessenen Konzentrationen gering, jedoch messbar (siehe Abbildung 10).

Die maximalen Messwerte traten auch hier im Bereich geschlossener Behälter, Schächten mit viel Turbulenz sowie der Zentrifuge auf. Die maximal gemessene Konzentration lag für H₂S bei 19 ppm (Ablaufschacht Vorklärung KA NR) und somit deutlich über der AGW von 5 ppm. Insgesamt lagen jedoch nur drei Werte über dem AGW. Es ist hierbei zu berücksichtigen, dass diese Gaskonzentrationen nur temporär bei Rührvorgängen oder dem Ablassen von Schlamm auftreten und nicht dauerhaft über den AGW liegen.

Für die Parameter CO₂ und H₂S ist weiter zu bedenken, dass sie über eine hohe Löslichkeit und eine höhere Dichte als Atmosphärenluft verfügen. Somit muss damit gerechnet werden, dass die Gase erst beim Aufrühren bzw. bei hohen Turbulenzen ausstripfen und durch ihr spezifisches Gewicht leicht messbar sind. Bei den gemessenen Konzentrationen handelt es sich daher tendenziell um eine Überschätzung der tatsächlichen Konzentrationen.

Es war ein deutlicher Unterschied zwischen gerührten Schlammstapelbehältern und nicht gerührten Schlammstapelbehältern erkennbar. Die CO₂-Konzentrationen bei ungerührten Behältern lagen im Bereich von 0,04 Vol%, was normaler Umgebungsluft entspricht. H₂S-Konzentrationen konnten nicht gemessen werden. Das Einschalten von Rührwerken in den Stapelbehältern hat immer zu einem Anstieg der CO₂- und H₂S-Konzentrationen geführt. Die CO₂-Konzentrationen stiegen auf bis zu 1.000 ppm (0,1 Vol%) an. Bei der Anlage NR konnte die höchste H₂S-Konzentration von 19 ppm (0,0019 Vol%) gemessen werden. Die im Bereich der geschlossenen Behälter gemessenen maximalen CO₂-Konzentrationen lagen mit 14.000 ppm ebenfalls über dem AGW von 5.000 ppm.

Des Weiteren wurde festgestellt, dass die CO₂-Emissionen der Belebungsbecken mit etwa 2.000 ppm oftmals die der Schlammstapelbehälter überschreiten.



Abbildung 10: Ergebnisse der H₂S- und CO₂-Messungen auf unterschiedlichen Beispielanlagen, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D

Bei einem Schlammstapelbehälter mit hohem Füllgrad und nach intensiver Durchmischung im Anschluss an längere Phasen ohne Rühren konnten die höchsten Konzentrationen gemessen werden. In diesem Fall waren die Gasbläschen an der Oberfläche auch deutlich sichtbar. Nach einigen Minuten waren keine Gasblasen mehr zu erkennen (siehe Abbildung 11).



Abbildung 11: Schlammstapel mit Gasblasen und ohne Rühren, Kläranlage SN

Der Schlammstapelbehälter der Kläranlage NT ist abgedeckt. Jedoch sind in der Betondecke größere offene Aussparungen für die technische Ausstattung vorhanden. Der Behälter verfügt weder über eine technische Be- und Entlüftung noch über eine Abluftbehandlung. An dieser Anlage konnten im gerührten Zustand die Parameter H_2S und CO_2 nachgewiesen werden, jedoch handelt es sich nicht um die höchsten gemessenen Werte.

Messungen im Lagerbereich von entwässertem Schlamm (z.B. KA NA) ergaben keine erhöhten Messwerte.

Zwischenfazit:

Abschließend kann gesagt werden, dass die Gaskonzentrationen gering bis nicht messbar waren, was auch mit der Löslichkeit und Dichte der Gase zusammenhängt sowie der Tatsache, dass keine Gashauben verwendet werden konnten.

Dies gilt jedoch nicht für die Geruchsbelastung, die in unmittelbarer Nähe zu den Schlammstapelbehältern auf allen Kläranlagen vorhanden war (siehe auch Kap. 5.5).

Hohe Gasemissionen – teilweise über den AGW - sind im Bereich der maschinellen Schlammmentwässerung sowie bei Schächten mit hoher Turbulenz und abgedeckten Behältern aufgetreten. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Emissionen durch Rühr- und Ablassvorgänge verursacht wurden und keine dauerhafte Belastung darstellen.



Vor allem am abgedeckten Schlammstapelbehälter der KA SG (ohne Abluftabzug und -Behandlung) sind Methankonzentrationen im Bereich der unteren Explosionsgrenze gemessen worden.

Im Bereich von entwässertem Schlamm wurden keine erhöhten Messwerte registriert.

Auch auf der KA AB mit getrennter anaerober Stabilisierung wurden im Bereich der Schlammsilos CH_4 -Emissionen gemessen, die mit Emissionen bei Schlammstapelbehältern aerob stabilisierender Anlagen vergleichbar sind.

4.1.3 Geruchsemissionen

Emissionen durch Luftverunreinigungen können i.d.R. mit Hilfe physikalisch-chemischer Messverfahren objektiv nachgewiesen werden. Bei der Erfassung und Beurteilung von Geruchsemissionen ist dies üblicherweise nicht möglich. Geruchsbelästigungen werden meist bereits bei sehr niedrigen Stoffkonzentrationen und gewöhnlich durch das Zusammenwirken verschiedener Substanzen hervorgerufen, was einen Nachweis mittels physikalisch-chemischer Messverfahren äußerst aufwändig macht oder verhindert. Des Weiteren ist die Wahrnehmung von Geruch subjektiv – sowohl was die Wahrnehmungsschwellen als auch Geruchsqualität und Hedonik betrifft.

Die Gase H_2S und NH_3 sind i.d.R. Hauptbestandteile bei Geruch und führen bereits in geringen Konzentrationen zu einer Geruchsbelästigung (Geruch nach faulen Eiern). Dies liegt v.a. an ihrer geringen Wahrnehmungsschwelle von 0,001 ppm (H_2S) bzw. 1 ppm (NH_3). Weitere Geruchsparameter sind Methylmercaptan (auch Methanthiol), Dimethylsulfid und längerkettige Thiole. Organischen Säuren (HAc) führen ebenfalls zu einer Geruchsbeeinträchtigung.

Eine direkte Messung von Geruch ist nicht möglich. Organische Säuren können im Labor durch Schnelltests (Essigsäureäquivalent) bzw. Spektrometeranalyse bestimmt werden. Mittlerweile gibt es Gasmessgeräte, die Mercaptane und Dimethylsulfide messen können (z.B. Dräger Multi-PID 2). Ein solches Messgerät stand nicht zur Verfügung. Herkömmliche Gasmessgeräte können u.a. H_2S messen (siehe Kap. 4.1.2).



Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL

Zur Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen liegt die Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL – in der Fassung vom 05.11.2009, Mbl. NRW Nr. 31 vom 27.11.2009, S. 529-544, vor (MBl. NRW Nr.31, 2009). Hier wird das Vorgehen zur Beurteilung von Geruchsimmissionen zusammengefasst. Die Richtlinie bezieht sich jedoch nicht explizit auf Kläranlagen. Die Richtlinie enthält Formulare und Tabellen zur Beurteilung von Gerüchen. Für die Beurteilung der Gerüche von Kläranlagen im Rahmen dieses Projektes war die Richtlinie nicht praktikabel, da das Klärwerkspersonal den meisten Begriffen nichts zuordnen konnte, z.B. friedlich, leise, etc. (Gewerbeaufsicht Baden-Württemberg, 2008).

4.1.3.1 GERDA

Die Wahrnehmung von Geruch ist subjektiv und Geruchsemissionen sind kaum messbar. Vor diesem Hintergrund wurde ein Programm entwickelt, um ein technisches und zugleich objektives Raster für Geruchswahrnehmung zu schaffen.

Das Programm GERDA (Geruchsemissionsdatenbank) wurde im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg erarbeitet und wird durch die Firma Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG vertrieben. Das Programm soll vor allem im Rahmen von Genehmigungsverfahren zur Bewertung der immissionsseitigen Relevanz von Anlagen bezüglich Geruch dienen. Das Programm liefert Schätzwerte über Geruchsstoffemissionen für folgende Anlagentypen: Abfallkompostierungsanlagen, Lackieranlagen, Räumereien, Kläranlagen und Gießereien.

Emissionen Kläranlage

In Punkto Kläranlagen wird zwischen naturnahen und technischen kommunalen Anlagen unterschieden. Auch der Anteil an industriellen Einleitungen wird bewertet. Hohe Industrieanteile haben v.a. Einfluss auf die maximale Reichweite der Geruchsstoffemissionen. Industrielle technische Anlagen werden gesondert bewertet. Die Emissionen industrieller Anlagen liegen etwa um eine Zehnerpotenz über den Werten kommunaler Anlagen.

Die Geruchsemissionen auf Kläranlagen setzen sich aus vielen Einzelquellen zusammen und alle Elemente, die mit Abwasser bzw. Schlamm in Verbindung kommen, sind mögliche Emissionsquellen.



Die Quellstärke für die Geruchsstoffemissionen wird von vielen Einflussfaktoren bestimmt:

- Abwasserzusammensetzung
- Reinigungsverfahren
- Belüftungsart
- Art der Schlammbehandlung
- Bemessung der Kläranlage
- Abwasser- und Lufttemperaturen
- Meteorologie
- Betriebs- und Wartungszustand
- Anschlusswert der KA
- Topographie
- Windrichtung und -intensität

Liegen nur Informationen über den Einwohnerequivalentwert der Anlage vor, kann das sog. „Einfachstverfahren“ angewendet werden. Jedoch zeigt diese Version in der Praxis Schwächen bei der Bewertung von Geruchsemissionen auf technischen Kläranlagen (Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, 2002).

Die Weiterentwicklung GERDA II stellt eine benutzerfreundlichere Version mit kürzeren Rechenzeiten dar. Auf der Basis von AUSTAL2000 konnte ein Screeningmodell entwickelt werden, das durch eine Abschätzung das Berechnungsverfahren vereinfacht und beschleunigt. Durch neue Rasterdarstellung mit dreierlei Farben lässt sich auch die Intensität der Geruchsemission verdeutlichen. Die in GERDA I zusammengestellten Emissionsbewertungen behalten in GERDA II unverändert ihre Gültigkeit.

Flächenbezogenen Geruchsstoffemissionen

Es wird eine Reihe von flächenbezogenen Emissionen in $\text{GE}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ für die verschiedenen Emissionsquellen einer Kläranlage (z.B. Rechen, Sandfang, Belebungsbecken, siehe Abbildung 12) angegeben. Bemerkenswerterweise wird hier aber nicht zwischen stabilisiertem und nicht stabilisiertem Schlamm unterschieden. Unterschiede zwischen Sommer und Winter werden ebenfalls nicht bewertet.

Die flächenbezogenen Geruchsstoffemissionen nach GERDA können durch den Flächenbezug nicht direkt verglichen werden, sie spiegeln jedoch das Geruchspotential einzelner Anlagenteile gut wieder. In der Abbildung sind zur besseren Übersichtlichkeit die arithmetischen Mittel dargestellt. Die jeweiligen angegebenen Spannen der Geruchsstoffemissionen der Anlagenteile sind teilweise sehr groß.

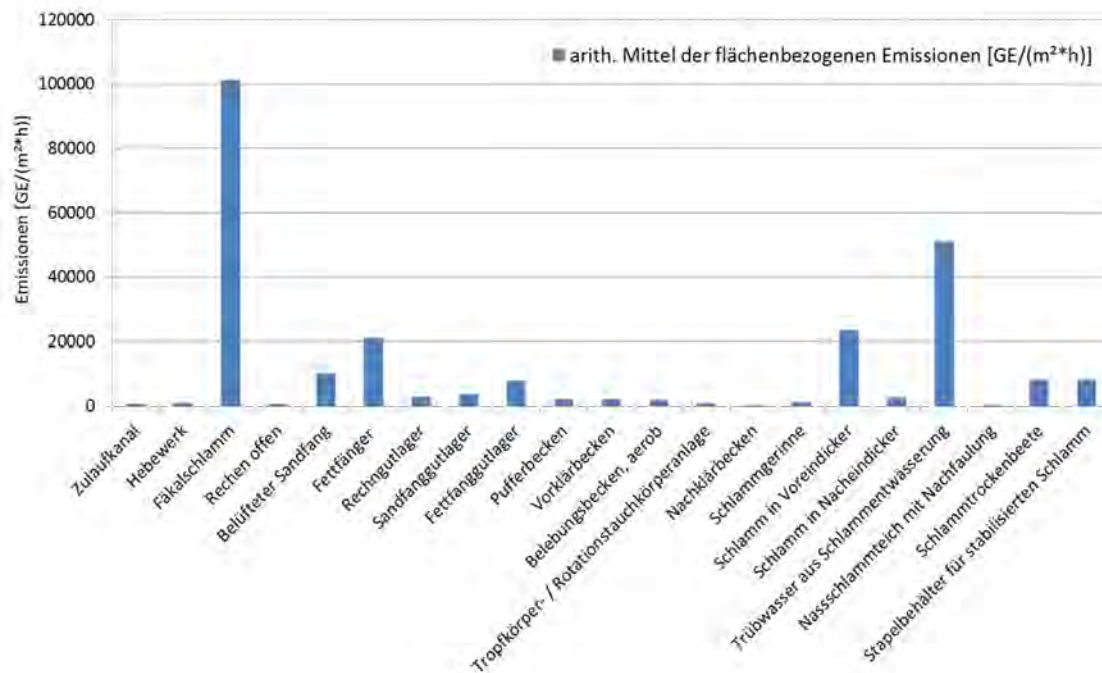


Abbildung 12: Bestandteile einer kommunalen technischen Anlage mit Schätzwerten für die dort vorliegenden flächenbezogenen Geruchsstoffemissionen und Raumluftkonzentrationen nach GERDA (Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, 2002)

Ein besonders hohes Potential an Geruchsstoffemissionen weist die Fremdschlammannahme auf. Eine Fremdschlammannahme kann nur erfolgen, wenn eine Fäkalschlammannahmestation vorhanden ist. Im DWA-Arbeitsblatt A 280 „Behandlung von Schlämmen aus Kleinkläranlagen in kommunalen Kläranlagen“ wird betont, dass es durch die Zugabe von Fäkalschlamm nicht zu Geruchsemissionen und Betriebsstörungen kommen darf. „Diese Anforderungen können i.d.R. eingehalten werden, wenn die Kläranlage wenigstens einen Ausbauwert von 10.000 E aufweist und über entsprechende Leistungsreserven verfügt“ (DWA-A 280, 2006). Im Merkblatt Nr. 4.5/4 des LfW aus dem Jahr 2000 ist unter den Grundsätzen für die Mitbehandlung auf der Kläranlage aufgeführt, dass die Mindestausbaugröße ebenfalls 10.000 EW betragen sollte.

Neben der Fremdschlammannahme wird auch für Trübwasser aus der Schlammwässerung ein hoher Geruchsemissionswert von 51.000 GE/(m²*h) angegeben. Des Weiteren werden alle Anlagenteile, die mit Trübwasser aus der Schlammwässerung belastet sind, als besonders geruchsintensiv eingestuft.



Weitere Anlagenteile mit hohen Emissionen sind Sand- und Fettfang sowie Fettlager und Schlamm in Voreindickern.

Schlamm-trockenbeete sowie Stapelbehälter für stabilisierten Schlamm weisen (im arithmetischen Mittel) 8.300 GE/(m²*h) auf. Dies ist vergleichbar mit einem Fettlager und liegt deutlich unter den Werten, die beispielsweise für Schlamm in Voreindickern angegeben werden. Für Nassschlammteiche mit Nachfaulung wird sogar nur ein Wert von 163 GE/(m²*h) genannt.

Es ist erkennbar, dass Schlamm-speicher zum einen vergleichsweise geringe Emissionsfaktoren besitzen. Zum anderen wird deutlich, dass neben Schlamm-stapelbehältern auch noch eine Reihe anderer Anlagenteile – teilweise erhebliche – Emissionen aufweisen. Für größere Kläranlagen bedeutet dies, dass sich Geruchsemissionen aus einer Vielzahl an Quellen akkumulieren.

Des Weiteren wird der Einfluss industrieller Einleitungen sowie von Fett in GER-DA hoch bewertet, der Stabilisierungsgrad von Schlamm hat hingegen keinen Einfluss. Dies konnte auch auf den Beispielkläranlagen im Rahmen dieses Projektes beobachtet werden.

4.1.3.2 Geruchsmessungen vor Ort

Im Rahmen des Forschungsprojektes standen keine Mittel für Geruchsmessungen zu Verfügung. Daher wurde ein einfacher Bewertungsbogen zur subjektiven Geruchswahrnehmung entwickelt.

Tabelle 7: Bewertungsskala zur subjektiven Geruchswahrnehmung

nichts	wenig		leicht		mittel		stark		intensiv		extrem	
0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Der Bewertungsbogen wurde bei den Ortsterminen verwendet. Das Ergebnis ist zwangsläufig durch die örtlichen Windverhältnisse und Subjektivität beeinflusst.

In Abbildung 13 sind die Ergebnisse der Geruchsbewertungen der Kläranlagen dargestellt. In der Regel gab es keine Geruchsbelastung aus den Belebungsbecken, außer bei der KA NA, die jedoch über einen hohen gewerblichen Einfluss verfügt. Vor allem der Einfluss aus der Lebensmittelbranche ist deutlich in der gesamten Abwasserschneise bemerkbar – bis in den Ablauf der Kläranlage.

Von den Schlammstapelbehältern ging immer ein gewisses Geruchspotential zwischen 4 und 6 Punkten aus. Oft lagen die Geruchsemissionen des Rechengebäudes jedoch über denen der Schlammstapelbehälter.



Erhöhte Emissionen sind an Überfall- und Ablaufschächten registriert worden. Hier wird angenommen, dass u.a. H_2S und NH_3 ausgestrippt wird. Auch an Zentrifugen sowie beim Aufrühren von Zentratwasser waren die Geruchsemissionen erhöht.

Die Kläranlage AH wurde ein weiteres Mal besucht, als der Schlamm durch einen mobilen Lohnentwässerer behandelt wurde. Hierbei sind jedoch nur leicht erhöhte Geruchsemissionen v.a. im Bereich der Siebanlage vor der Presse sowie an der Presse selbst notiert.

Die Kläranlage SG verfügt über einen abgedeckten Behälter. Bei geschlossenen Öffnungen konnten in der Umgebung tatsächlich keine nennenswerten Geruchsbelastungen festgestellt werden. Das Öffnen der Deckel hat jedoch zu einer Geruchsbelastung geführt. Dies geht einher mit den Messergebnissen der Gasmessungen (siehe Kap. 4.1.2).

Die Kläranlage AB mit mesophiler Faulung wurde ebenfalls als Referenz bewertet (schwarze Säulen). Durch die größere Anzahl an Emissionsquellen auf einer Anlage mit mesophiler Faulung wie Vorklärung, Voreindicker, Nacheindicker, Prozesswasser, Eindickung und Entwässerung ist die Geruchsbelastung auf der Anlage im Vergleich zu kleineren Anlagen höher. Besonders die Schlammsilos und Nacheindicker wurden mit 9 von 12 Punkten bewertet. Der Geruch von Primärschlamm wurde noch stärker eingestuft im Vergleich zu Faulschlamm, der jedoch über dem Geruch aus Schlammstapelbehältern lag.

Faulschlamm wird oftmals als geruchsfrei bezeichnet. Dies konnte auf der Kläranlage AB nicht bestätigt werden. Im Rahmen der HAC-Untersuchung der Faulschlammprobe der Anlage AB (siehe Kap. 4.3.8) wurde ein für Faulschlamm typischer Wert von 350 mg/l gemessen. Bei den meisten Proben der Schlammstapelbehälter v.a. in der Beprobung im Frühjahr lagen die HAC-Werte unter 100 mg/l bzw. unterhalb der Nachweisgrenze von 50 mg/l. Die durch den HAC-Test bestimmten Essigsäureäquivalente haben ein erhebliches Geruchspotential. Daher ist es nicht verwunderlich, dass ausgefauter Schlamm ein merkliches Geruchspotential aufweist. Da Kläranlagen mit Faulung i.d.R. über eine stationäre Entwässerung verfügen sind die Lagerdauern von Faulschlamm üblicherweise gering. Die Tatsache, dass Entwässerungsanlagen oft mit Abluftanlagen ausgestattet sind, deutet ebenfalls auf das Geruchspotential von Faulschlamm hin (siehe auch Kap. 4.1.3.1).

Die Erkenntnisse der Ortstermine zum Thema „Geruch“ sind in Kap. 5.5 zusammengefasst.

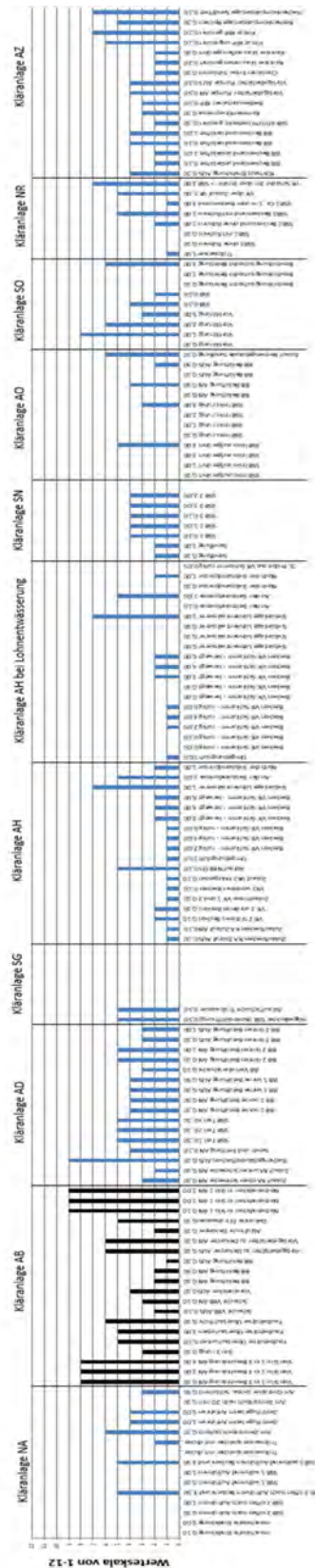


Abbildung 13: Ergebnisse der Geruchsmessungen auf unterschiedlichen Beispielanlagen, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D



4.2 Mikrobiologische Untersuchungen

Aufgrund des möglichen Vorkommens von Krankheitserregern im Klärschlamm ist die mikrobiologische Belastung des Klärschlammes mit Fäkalbakterien ein wichtiger Aspekt bei Fragen des Arbeitsschutzes und der Hygiene sowie bei der landwirtschaftlichen Verwertung.

Im Rahmen des Projektes wurden daher insgesamt neun Schlammproben durch das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) mikrobiologisch auf Fäkalindikatorbakterien untersucht.

Die Proben wurden unmittelbar nach der Probenahme gekühlt zum LfU gebracht und dort am nächsten Tag auf die Parameter Coliforme Bakterien, *Escherichia coli*, Enterokokken und *Clostridium perfringens* analysiert. Da die Proben hohe Bakterienkonzentrationen enthielten, musste der Schlamm stark verdünnt untersucht werden (1:10.000 – 1:100.000). Somit traten keine Probleme mit Trübstoffen auf, die die Analytik evtl. stören könnten. Die Bestimmung von Coliformen Bakterien und *E. coli* erfolgte mit Hilfe eines MPN (most probable number)-Verfahrens durch Animpfen in Flüssignährmedien (DIN EN ISO 9308-2). Enterokokken und *Clostridium perfringens* wurden mittels Membranfiltrationsverfahren (DIN EN ISO 7899-2 bzw. ISO 14189) bestimmt. Die Ergebnisse wurden in MPN (für Coliforme Bakterien und *E. coli*) bzw. KBE („Kolonie-bildende Einheiten“; für Enterokokken und *Clostridium perfringens*) bezogen auf ml, g TS und g oTS angegeben.

Es ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den Analysen nur um Stichproben und somit um Momentaufnahmen handelt. Die Ergebnisse können daher lediglich zur groben Abschätzung herangezogen werden.

Untersucht wurden Proben aus den jeweiligen Schlammstapelbehältern der Kläranlagen AZ, AO und WR, bei denen es sich um Belebungsanlagen ohne Vorklärung (VK) handelt. Die Kläranlage WR weist ein sehr hohes aerobes Schlammalter von 64 d auf. Zusätzlich wurden zwei zeitlich versetzte Proben (Mai und Juli 2015) aus dem Schlammstapelbehälter der Kläranlage AD (ebenfalls Belebung ohne VK) untersucht.

Außerdem wurde die Kläranlage AB mehrfach beprobt. Es handelt sich um eine Anlage mit getrennter anaerober Schlammstabilisierung und Vorklärung. Probenorte waren der Primärschlammbehälter, Überschussschlammabzug (nicht stabilisiert, ohne Lagerung) sowie der Faulschlamm im Ablauf des Faulbehälters.

Das Schlammager der Kläranlage AH wurde ebenfalls beprobt. Es handelt sich um eine Biofilmanlage mit Vorklärung und gemeinsamer Speicherung von Primär- und Überschussschlamm.

Die Kennwerte der mikrobiologisch untersuchten Schlämme sind in Tabelle 8 zusammengestellt. Die Beprobung eines Schlammes mit sehr geringem Schlammalter war nicht möglich.

Tabelle 8: Zusammenstellung Kennwerte der mikrobiologisch untersuchten Schlämme, 2015

Kläranlage	Verfahren	Lagerdauer Schlamm bei Probenahme	Aerobes Schlammalter [d]	Gesamt-schlammalter [d]
AZ	Belebungsanlage ohne Vorklärung	4 Monate	6,5	43
AO	Belebungsanlage ohne Vorklärung	6 Wochen	16,3	35
AD	Belebungsanlage ohne Vorklärung	3 Wochen	8,0	27
WR	Belebungsanlage ohne Vorklärung	2 Wochen	64	80
AH	Tropfkörper mit Vorklärung	1,8 Jahre	-	-
AB	Primärschlamm	0	-	-
	ÜSS	0	-	12
	Faulschlamm	0	-	20

Die Ergebnisse der Untersuchung bezogen auf g oTS sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass die Abweichung zwischen den beiden zeitlich versetzten Proben der Kläranlage AD eine Spanne von bis zu einer Zehnerpotenz (v.a. *E. coli* und Coliforme Bakterien) aufweisen. Obwohl die Probenahmen nur zwei Monate auseinander liegen und der Betrieb der Kläranlage nicht verändert wurde, ist dennoch ein Unterschied zu erkennen. Die Parameter Enterokokken und *Clostridium perfringens* zeigten geringere Abweichungen zwischen den beiden Probenahmen.

Tabelle 9: Untersuchungsergebnisse der mikrobiologisch untersuchten Schlämme in MPN bzw. KBE/g oTS, 2015

Kläranlage	Coliforme Bakterien [MPN / g oTS]	<i>Escherichia coli</i> [MPN / g oTS]	Enterokokken [KBE / g oTS]	<i>Clostridium perfringens</i> [KBE / g oTS]
AZ (SSB)	3,4E+05	4,0E+04	7,9E+04	2,4E+06
AO (SSB)	2,3E+06	1,9E+05	1,2E+05	2,9E+06
AD (SSB) Juli 2015	6,6E+05	2,0E+05	7,4E+05	2,0E+06
WR (SSB)	3,2E+05	< 6,2E+04	6,8E+05	4,9E+06
AH (SSB)	2,3E+07	3,1E+06	2,7E+06	2,9E+06
AB (PS)	2,3E+07	5,6E+06	9,4E+06	4,5E+06
AB (ÜS)	8,0E+05	1,5E+05	9,6E+06	4,9E+06
AB (FS)	< 1,0E+05	< 1,0E+05	5,1E+05	6,3E+06

E. coli

Zur besseren Anschaulichkeit sind in Abbildung 14 beispielhaft die Ergebnisse für den Parameter *E. coli* graphisch dargestellt. Es wird deutlich, dass sich die Ergebnisse der Anlagen AB (PS) und AH (Biofilmanlage mit VK) mit $5,6 \cdot 10^6$ bzw. $3,1 \cdot 10^6$ MPN/g oTS signifikant von den weiteren Proben abheben. Trotz der langen Lagerdauer des Schlammes im Schlammager der Anlage AH von über 1,5 Jahren liegt die mikrobiologische Belastung für *E. Coli* deutlich über den anderen Proben. Es ist zu beachten, dass das Schlammager kontinuierlich mit Primärschlamm und Überschlussschlamm (Biofilm) beschickt wird. Die Ergebnisse der restlichen Proben liegen im Bereich von $4,0 \cdot 10^4$ bis $2,0 \cdot 10^5$ MPN/g oTS.

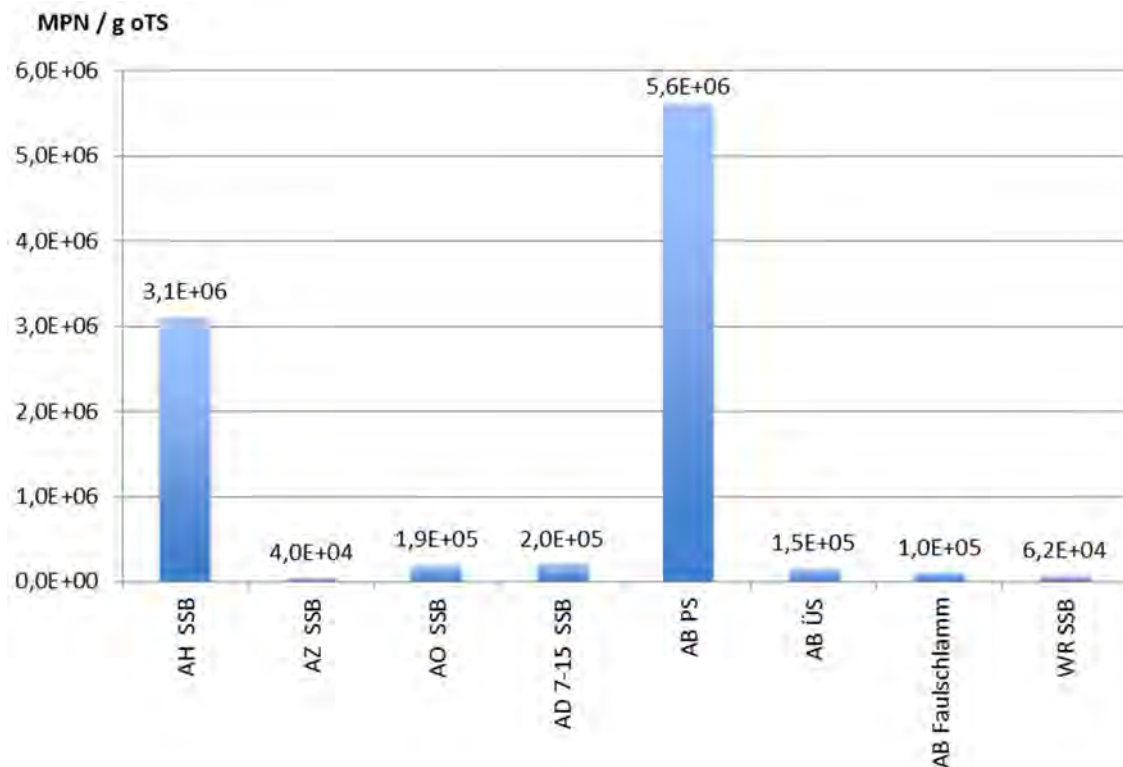


Abbildung 14: Konzentrationen des Parameters *E. Coli* [MPN/g oTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen, 2015

Enterokokken

Für den Parameter Enterokokken hat sich prinzipiell ein ähnliches Bild ergeben (siehe Abbildung 15). Auch hier konnten deutlich erhöhte Werte für den Primärschlamm sowie die primärschlammhaltige Probe der Anlage AH von $2,7 \cdot 10^6$ bzw. $9,4 \cdot 10^6$ KBE/g oTS nachgewiesen werden. Bemerkenswert ist allerdings, dass bzgl. Enterokokken der Überschussschlamm der getrennt, anaerob stabilisierenden Anlage AB mit einer Konzentration von $9,6 \cdot 10^6$ KBE/g oTS ebenfalls im Bereich der Primärschlammprobe lag und somit deutlich über dem Bereich der weiteren Schlammproben, die im Bereich zwischen $7,9 \cdot 10^4$ und $7,4 \cdot 10^5$ KBE/g oTS lagen. Enterokokken sind grampositiv und daher möglicherweise robuster als gramnegative Coliforme Bakterien und *E. coli*, was zu einem längeren Überleben der Enterokokken führen könnte. Dies könnte eine Erklärung für den vergleichsweise hohen Wert im Überschussschlamm sein. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich lediglich um Stichproben handelt.

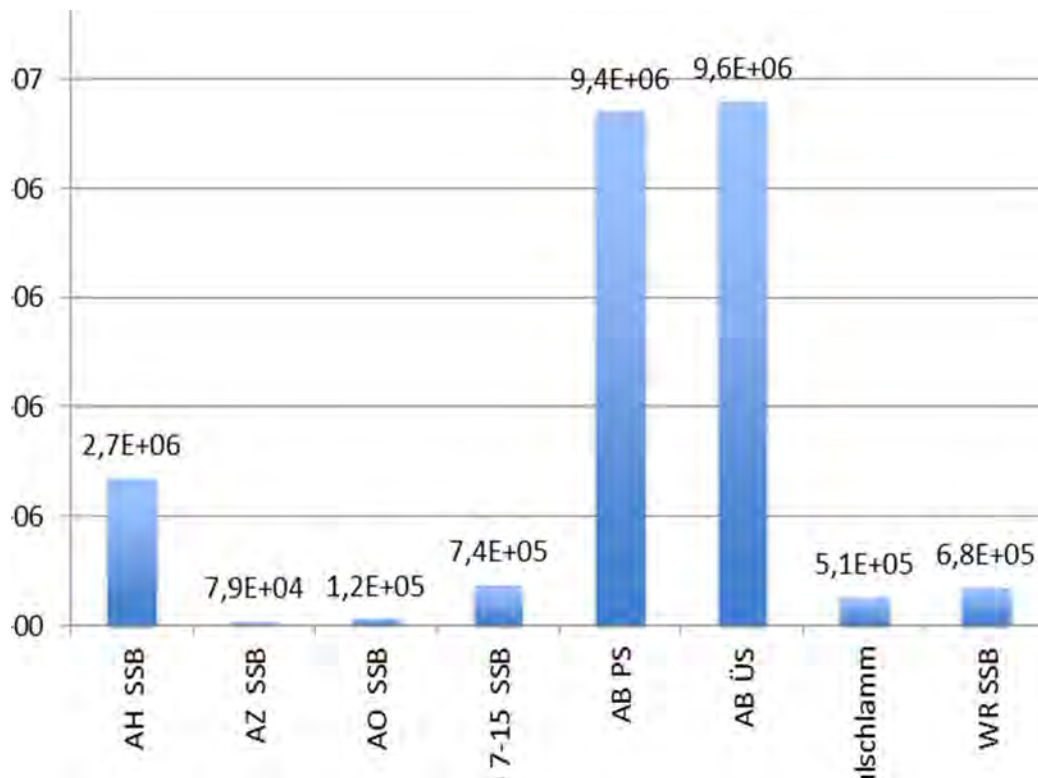


Abbildung 15: Konzentrationen des Parameters Enterokokken [KBE/g oTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen, 2015

Es ist weiter zu beachten, dass die Probe mit dem hohen aeroben Schlammalter (WR) trotz des nach Regelwerk zu erwartenden höheren Stabilisierungsgrades keine signifikant geringere mikrobiologische Belastung aufweist. Ein ähnliches Bild zeigte sich auch für die anderen untersuchten mikrobiologischen Parameter. Ein entscheidender Einfluss der Lagerdauer im Schlammstapelbehälter oder des Schlammalters in der Belebung war auf Grundlage der vorhandenen Analysen nicht deutlich erkennbar.

Interessanterweise ist auch die Belastung im Faulschlamm mit $5,1 \cdot 10^5$ KBE/g oTS teilweise höher als in den Schlammstapelbehältern der Anlagen ohne mesophile Faulung. Eine deutliche Reduktion gegenüber des Primär- und Überschussschlammes der gleichen Anlage AB ist jedoch erkennbar.

Clostridium perfringens

Clostridium perfringens kann im Darm von Mensch und Tier nachgewiesen werden und ist somit auch ein Indikator für fäkale Belastungen. Im Gegensatz zu Coliformen Bakterien, *E. coli* und Enterokokken ist *Clostridium perfringens* in der Lage Sporen auszubilden, die sehr widerstandsfähig sind und monatelang in der Umwelt überleben können. In den untersuchten Schlämmen lagen die

Konzentrationen für alle Anlagen im Bereich von $2,0 \cdot 10^6$ bis $6,2 \cdot 10^6$ KBE/g oTS und zeigen daher kaum Unterschiede. Der höchste Wert von $6,2 \cdot 10^6$ KBE/g oTS wurde in der Faulschlammprobe der Kläranlage AB gemessen. Weder die Primärschlammprobe der Kläranlage AB noch die primärschlammhaltige Probe aus dem Schlamm Speicher Kläranlage AH weisen besonders hohe Werte auf (siehe Abbildung 16).

Während vegetative Bakterienzellen im Verlauf der Zeit absterben, können Sporen lange überdauern – auch die Lagerung oder Faulung ändert hier nicht viel, was an den relativ ähnlichen Ergebnissen der Schlammproben erkennbar ist. Da es sich bei *Clostridium perfringens* um einen Anaerobier handelt, der sich ohne Sauerstoff am wohlsten fühlt, ist es plausibel, dass im Faulschlamm die höchsten Werte gemessen wurden. In aeroben Bereichen stehen *Clostridien* unter Stress, was i.d.R. zu einer erhöhten Sporenbildung führt. Bei der Anlage WR könnte das hohe aerobe Schlammalter ein Grund für die relativ hohe *Clostridien*-Belastung sein.

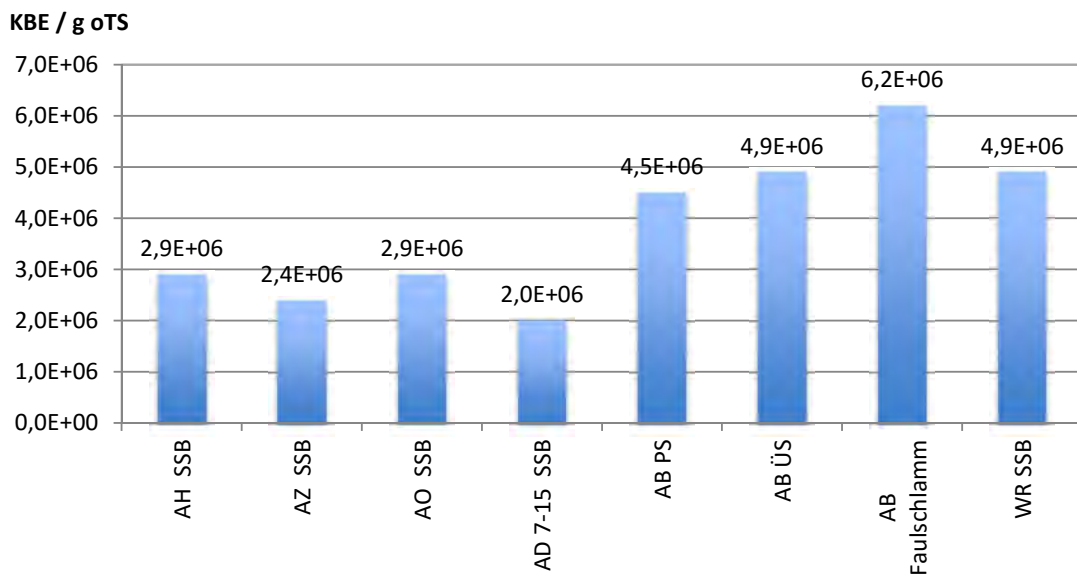


Abbildung 16: Konzentrationen des Parameters *Clostridium perfringens* [KBE/g oTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen, 2015

In Abbildung 17 ist die Belastung an Enterokokken [KBE/g TS] dargestellt. Zum Vergleich wurden Literaturwerte für Rohschlamm und ausgefaulten Schlamm eingetragen.

Es wird deutlich, dass sowohl die primärschlammhaltigen Proben der Anlagen AH und AB in dem in der Literatur angegebenen Bereich liegen. Gleiches gilt für die Faulschlammprobe, die mit $2,7 \cdot 10^5$ KBE/g TS im Bereich des angegebenen Wertes der *Streptococcus faec.* von $8 \cdot 10^4$ nr/g TS liegt (Buchauer, 2007).

Die Schlammproben aus dem Schlamm Speicher der Anlagen AZ und AO liegen sogar noch unter dem in der Literatur angegebenen Wert für ausgefaulten Schlamm.

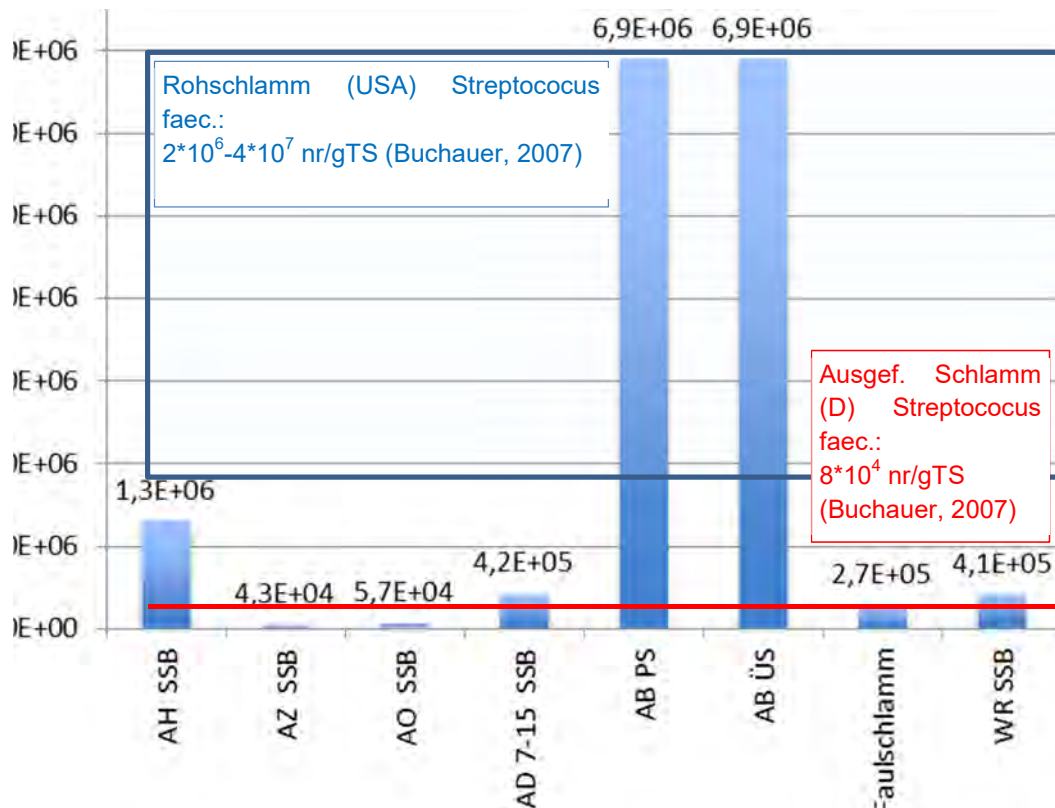


Abbildung 17: Konzentrationen des Parameters Enterokokken [KBE/g TS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen, 2015

Die Verminderung der mikrobiologischen Belastung des Abwassers wird in der Literatur mit < 1 Zehnerpotenz in der Vorklärung bzw. 1 bis 2 Zehnerpotenzen in Belebung/Nachklärung oder Tropfkörper angegeben (Asano, 2007). Für konventionelle Belebungsverfahren inklusive Vor- und Nachklärung wird eine gesamte Verringerung pathogener Mikroorganismen und Indikatororganismen maximal um drei Zehnerpotenzen genannt (Cornel, et al., 2015).

Für Rohabwasser wird angegeben, dass die Belastung zwischen 10^4 und 10^5 KBE/ml für die Parameter *E. coli* und Fäkalstreptokokken liegt (Schwarz, 2003). Die untersuchten Schlämme wiesen eine Belastung an *E. coli* von < 10^3 bis $1,5 \cdot 10^5$ MPN/ml auf. Der höchste Wert wurde im Primärschlamm der Anlage AB gemessen. Die Werte liegen demnach in dem Bereich, der für Rohabwasser angegeben wird.



Für den Parameter Enterokokken lagen die Ergebnisse für die primärschlammhaltigen Proben zwischen $5,9 \cdot 10^4$ und $6,3 \cdot 10^4$ KBE/ml, für die weiteren Proben zwischen 2,0 und $4,0 \cdot 10^4$ KBE/ml und somit ebenfalls in dem Bereich, der für Rohabwasser genannt wird. Im Gelbdurck des DWA-Merkblattes M 624 wird für *E. coli* im Zulauf von Kläranlagen eine übliche Konzentration von 10^4 bis 10^6 MPN/ml und für Enterokokken von 10^3 bis 10^5 KBE/ml angegeben. Im Ablauf liegen Konzentrationen an *E. coli* zwischen 10^1 und 10^3 MPN/ml bzw. für Enterokokken zwischen 10^1 und 10^2 KBE/ml (DWA-A 624, 2014).

Eine Zunahme der Bakterienbelastung in den Schlammstapelbehältern konnte demnach nicht beobachtet werden. Untersuchungen zur Bakterienbelastung von Güllegruben in der Landwirtschaft haben ebenfalls gezeigt, dass sich die Belastung mit steigender Lagerdauer vermindert und nicht erhöht.

Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass der TS-Gehalt in den Proben unterschiedlich war und somit die Ergebnisse bezogen auf ml nicht ganz vergleichbar sind. Dies gilt vor allem für die Proben der Kläranlage AB (PS) und der Kläranlage WR, die sehr hohe TS-Gehalte aufweisen.

Ableich mit Gülle

Die Messwerte der untersuchten Schlammproben wurden auch mit Literaturwerten zur mikrobiologischen Belastung von Gülle verglichen. Für *E. coli* gibt das Landesuntersuchungsamt Rheinland-Pfalz für Rindergülle einen Wertebereich von 10^5 bis 10^7 KBE/g an (Broll, 2012). Die Widerstandsfähigkeit in Gülle wird mit 7 bis 70 d, im Boden mit 45 bis 100 d angegeben. In den primärschlammhaltigen Proben lag die *E. coli*-Konzentration im Bereich von 10^6 MPN/g TS. Die weiteren Schlammproben lagen mit $2,1 \cdot 10^4$ bis $1,1 \cdot 10^5$ MPN/g TS tendenziell unter dem Bereich, der für Rindergülle angegeben wird.

Das Landesuntersuchungsamt gibt weiter für Rinder- und Schweinegülle den Bereich 10^3 bis 10^4 KBE/g für *Clostridium perfringens* an (Broll, 2012). Die Schlammproben wiesen Konzentrationen im Bereich 10^6 KBE/g TS auf und waren somit über den angegebenen Werten für Gülle.

Werte in gelagerter Gülle werden für äskulin-positive Streptokokken mit $3,1 \cdot 10^5$ KBE/g angegeben (Leifker, 2012). Für Enterokokken in den Schlammproben lagen die Werte für primärschlammhaltige Proben zwischen 1,3 und $6,9 \cdot 10^6$ KBE/g TS. Die weiteren Proben liegen im Bereich $4,3 \cdot 10^4$ bis $4,2 \cdot 10^5$ KBE/g TS und somit ebenfalls tendenziell etwas unterhalb der Werte für Gülle.



Im Rahmen von weiteren Untersuchungen des LfU wurde die *E. coli*-Belastung von aufgebrachter Gülle auf eine landwirtschaftliche Fläche untersucht (LfU 4.7/11, 2004). In der Gülle wurde eine *E. coli*-Konzentration von $1,3 \cdot 10^3$ bis $1,3 \cdot 10^7$ MPN/ml ermittelt. In den primärschlammhaltigen Proben lag die *E. coli*-Konzentration zwischen $6,9 \cdot 10^4$ und $1,5 \cdot 10^5$ MPN/ml. Die weiteren Schlammproben wiesen Konzentrationen von $< 10^3$ bis maximal $3,3 \cdot 10^4$ MPN/ml auf. Die Proben liegen damit ebenfalls im unteren Bereich, der für Gülle angegeben wird. Es ist allerdings Vorsicht beim Vergleich der Werte geboten, da hier die Werte auf ml bezogen sind, die sich in Schlamm und Gülle durchaus auch sehr stark im Trockengewicht unterscheiden können.

Nach vier Monaten konnten in Bodenuntersuchungen der landwirtschaftlichen Fläche jedoch keine Fäkalbakterien mehr nachgewiesen werden. In der Literatur wird beschrieben, dass Fäkalbakterien im Boden mehrere Monate überleben können, dabei sind Fäkalstreptokokken robuster als Fäkalcoliforme Bakterien.

Zusammenfassung mikrobiologische Untersuchungen

Im Rahmen des Projektes wurden Stichproben von Schlämmen ausgewählter Kläranlagen durch das LfU auf Coliforme Bakterien, *E. coli*, Enterokokken und *Clostridium perfringens* untersucht. Der Stichprobencharakter ist bei der Bewertung zu berücksichtigen.

Primärschlamm zeigt eine deutlich höhere Belastung für die Parameter Coliforme Bakterien, *E. coli* und Enterokokken im Vergleich zu den Schlämmen aus den Schlammstapelbehältern auf. In der Probe der Anlage AH aus dem Schlamm-speicher (PS mit ÜS) mit einer Lagerdauer zum Zeitpunkt der Probenahme von bereits 1,8 Jahren konnte eine ebenfalls erhöhte Belastung der genannten Parameter nachgewiesen werden. Dies erklärt sich auch durch die ständige Beschickung der Schlammstapel mit frischem Schlamm.

Auf Grund von Vergleichen mit Güllegrüben, für die eine Lagerung von sechs Monaten empfohlen wird, wird auch für primärschlammhaltige Schlämme eine ähnliche Lagerkapazität erwartet. Das LfU hat den Verlauf der Konzentration von fäkalcoliforme Bakterien in Gülle über eine Lagerdauer von 18 Monaten untersucht. Bei einer getrennten Lagerung von etwa sechs Monaten wurde eine deutliche Reduktion von zwei Zehnerpotenzen gemessen (Weiß & Popp, 2004). So kann bei einer getrennten Lagerung von Klärschlamm in Schlammstapelbehältern eine ähnliche Reduktion vermutet werden. In der Literatur wird auch berichtet, dass in Rottefiltern nach einer Lagerzeit von 12 Monaten eine deutliche Keimverminderung stattfindet (Schwarz, 2003).



Bei den restlichen Proben aus den Schlammstapelbehältern konnte kein deutlicher Einfluss der Lagerdauer oder des Schlammalters abgeleitet werden. Es kann erwartet werden, dass die relativ geringe Schwankung des Schlammalters im Bereich von Tagen und Wochen noch keinen Einfluss auf die mikrobiologischen Eigenschaften hat. Die Schlammprobe der Kläranlage mit sehr hohem Schlammalter zeigte keine signifikant geringere Belastung. Auch die Faulschlammprobe der Anlage AB wies ebenfalls keine signifikant geringere Belastung gegenüber den Proben aus den Schlammstapelbehältern auf, z.B. bei *E. coli* und Enterokokken. Für den sporenbildenden Parameter *Clostridium perfringens* wurde im Faulschlamm ein deutlich höherer Wert gegenüber den Schlammstapelbehältern gemessen.

Die gemessenen Werte liegen in der in der Literatur angegebenen Größenordnung. Ein Anstieg der mikrobiologischen Belastung im Schlammstapelbehälter wird nicht vermutet, da das Temperaturniveau im Schlammstapelbehälter zu gering ist.

Eine Abnahme der Bakterienbelastung mit zunehmender Lagerdauer wird in der Literatur für Gülle beschrieben und auch für Schlamm erwartet. Die Belastung an *E. coli* und Enterokokken der untersuchten Schlämme lag im unteren Bereich der Größenordnung, die in der Literatur für Gülle angegeben wird.



4.3 Laboruntersuchungen zu Stabilisierungskriterien

Die Analyse von Parametern zur Beurteilung der Schlammstabilität war im beauftragten Forschungsprojekt nicht enthalten. Die zusätzlichen Laboruntersuchungen konnten an der Hochschule Augsburg aus Eigenmitteln durchgeführt werden.

Sofern möglich wurden im Rahmen der Ortstermine jeweils Schlammproben aus dem Belebungs- bzw. Nachklärbecken, Trübwasser aus dem Schlammstapelbehälter sowie aus dem vollaufmischten Schlammstapelbehälter entnommen. Von jeder Kläranlage wurde jeweils ein Probenset entnommen (sofern möglich).

Es ist auch hier zu berücksichtigen, dass es sich bei der Analyse nur um eine Stichprobe und somit um eine Momentaufnahme handelt.

Der pH-Wert und die Temperatur wurden vor Ort erfasst. Alle weiteren Analysen wurden im Labor der Hochschule Augsburg durchgeführt. Im Labor wurden die drei Parameter zur Beurteilung der Schlammstabilisierung Glühverlust, Atmungsaktivität und TTC-Test (siehe auch Kap. 2.4) bestimmt.

Des Weiteren wurden der Trockenrückstand, der HAc-Test zur Bestimmung der organischen Säuren (Küvettestests, Fa. HachLange), die Ammoniumkonzentration im Überstand sowie der CST-Test zur Bestimmung der Entwässerbarkeit durchgeführt.

Zur besseren Lesbarkeit des Textes wurde in diesem Kapitel nur zwischen Belebtschlamm und Schlamm aus Speichern bzw. Stapelbehältern unterschieden. Dies gilt sowohl für Belebungsanlagen als auch für Biofilmanlagen, deren Überschussschlamm in diesem Kapitel vereinfachend ebenfalls als Belebtschlamm bezeichnet werden.

Die Kläranlage AZ mit Schlammstapelbehälter und Entsorgungsintervall von sechs Monaten wurde mehrfach beprobt, um den Verlauf der Stabilisierungsparameter Glühverlust, Atmungsaktivität und TTC-Test bei unterschiedlichen Lagerdauern im Schlammstapelbehälter untersuchen zu können. Die Ergebnisse sind in Kap. 5.10 zusammengestellt.



4.3.1 HAc-Test - Organische Säuren

Organische Säuren werden üblicherweise nur im Rahmen des mesophilen, anaeroben Faulungsprozesses gemessen. Sie repräsentieren die für die Methanbildung erforderliche Versäuerungsphase, bei der organische Säuren gebildet werden. Typische Konzentrationen im Faulbehälter liegen im Bereich bis zu 500 mg/l. Ab einer Konzentration von 2.000 mg/l spricht man von einer Störung, da offensichtlich die gebildeten organischen Säuren nicht in ausreichendem Maße zu Acetat und letztlich Methan umgewandelt werden können. Im ausgefaulten Schlamm sollten die organischen Säuren unter 100 mg/l betragen, dann kann man davon ausgehen, dass der Schlamm stabilisiert ist (Schmelz, 2013). Organische Säuren weisen ein hohes Geruchspotential auf (siehe Kap. 4.1.3.2).

Die Konzentrationen an organischen Säuren im Trübwasser der Schlämme aus Belebungsbecken und Schlammstapelbehälter, die im Rahmen dieses Forschungsprojektes gemessen wurden, lagen zu großen Teilen unter 100 mg/l. Dies bedeutet allerdings nicht automatisch, dass es sich um einen gut ausgefaulten Schlamm handelt. Vielmehr ist davon auszugehen, dass bei den untersuchten Schlämmen keine nennenswerte Versäuerung eingetreten ist. Allerdings ist auch nicht bekannt, welcher Anteil an (leichtflüchtigen) organischen Säuren als Gas entwichen ist, oder anteilig zu Methan umgewandelt wurde.

Die organischen Säuren wurden durch HAc-Küvettentests der Firma Hach Lange bestimmt. Da dieser Parameter üblicherweise nur bei einer Faulung betrachtet wird, gibt es keine Küvetten mit einem Messbereich kleiner 50 mg/l. Über 20 % der analysierten Proben lagen unter dem Messbereich (siehe Abbildung 18), nur sechs Proben lagen über 100 mg/l. In Abbildung 18 ist ganz rechts auch die analysierte Faulschlammprobe der Anlage AB dargestellt. Sie liegt mit 350 mg/l deutlich über den meisten Werten der Beispielanlagen ohne Faulung.



4.3.2 Ammonium-Stickstoff $\text{NH}_4\text{-N}$

Die Ammonium-Konzentration wurde im Überstand der Schlammproben gemessen, um die Höhe der Rückbelastung bei Trübwasserabzug bzw. Entwässerung aus dem Schlammstapelbehälter zu ermitteln. Die Rückbelastung aus Prozesswässern der klassischen mesophilen Faulung ist bekannt. Sie beläuft sich auf bis zu 20 % der Zulaufcharge. Die Rückbelastung entsteht durch anaerobe Abbauprozesse, durch die der in den Zellen eingelagerte Stickstoff wieder freigesetzt wird. Daher wurde eine Abhängigkeit zwischen den Parametern HAc und $\text{NH}_4\text{-N}$ vermutet. Wie der Abbildung 18 entnommen werden kann, konnte jedoch kein Zusammenhang zwischen den beiden Parametern festgestellt werden.

Aus der Auswertung der Ergebnisse ergibt sich, dass im Allgemeinen die Proben aus dem Schlammstapelbehälter erwartungsgemäß höhere Ammoniumkonzentrationen im Vergleich zu den Proben aus der Belebung aufweisen. Die Konzentrationen im Schlammstapelbehälter liegen zwischen 16 und 325 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ (Median: 193 mg/l). In der Belebung dagegen liegen die Ammoniumkonzentrationen erwartungsgemäß bis auf wenige Ausreißer im niedrigen Bereich zwischen 0 und 24 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ (Median 4 mg/l).

In den Schlammstapelbehältern der Kläranlagen NA, NR und AZ wurden deutlich höhere Konzentrationen von über 300 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ gemessen als auf den restlichen Kläranlagen. Auch in Kläranlage AO wurde eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von über 100 mg/l gemessen. Es handelt sich bei diesen Anlagen um die vier größten Anlagen, die im Rahmen des Projektes untersucht wurden.



4.3.3 pH-Wert

Die pH-Werte der Proben wurden mittels Teststreifen im Rahmen der Ortstermine sowie durch ein pH-Meter der Fa. WTW im Labor bestimmt.

Der pH-Wert ist ein wichtiger Indikator für die mögliche Umwandlung von Ammonium in Ammoniak sowie für eine mögliche Versäuerungsaktivität in den Schlammstapelbehältern.

Aus Abbildung 19 geht hervor, dass der im Überstand der Schlammstapelbehälter gemessene pH-Wert in der Regel etwas unterhalb des pH-Werts des zugehörigen Belebtschlammes lag.

Allerdings waren die Unterschiede gering. Der Median in den Schlammstapelbehältern lag mit 6,9 nur knapp unter dem Median der Belebtschlämme von 7,0.

Insgesamt waren die pH-Werte stabil im Bereich von 6,2 bis 7,7 in den Belebtschlämmen bzw. 5,8 bis 7,5 für die Schlammstapelbehälter.

Eine deutliche Versäuerung konnte demnach in den Schlammstapelbehältern nicht festgestellt werden.



4.3.4 CST-Test

Der CST-Test ist ein Verfahren für die Bestimmung der kapillaren Fließzeit (capillary suction time) des Schlammes. Somit können Rückschlüsse auf die Entwässerbarkeit von Schlämmen gezogen werden. Das Prinzip des Verfahrens besteht darin, dass die Entwässerung durch die Saugwirkung erreicht wird, die durch die Kapillarwirkung eines absorbierenden Filterpapiers auf den Schlamm ausgeübt wird (DIN_EN_14701-1, 2006).

Für die Versuche wurde ein Messgerät der Fa. HeGo-Biotec verwendet, wobei hier die Ausbreitgeschwindigkeit des Schlammes auf einem Filterpapier bestimmt wird.

Eine Ausbreitgeschwindigkeit unter 10 sec kann als leichte Entwässerbarkeit interpretiert werden, eine Ausbreitgeschwindigkeit von > 900 sec als schwere Entwässerbarkeit. Aus Gründen der Anschaulichkeit wurde noch der Zwischenwert von 450 sec eingeführt.

Die Versuche wurden für Belebtschlammproben sowie für die Proben aus dem Schlammstapelbehälter durchgeführt. Da das Gerät erst im Laufe des Projektes verfügbar war, waren insgesamt nur dreizehn Untersuchungen möglich.

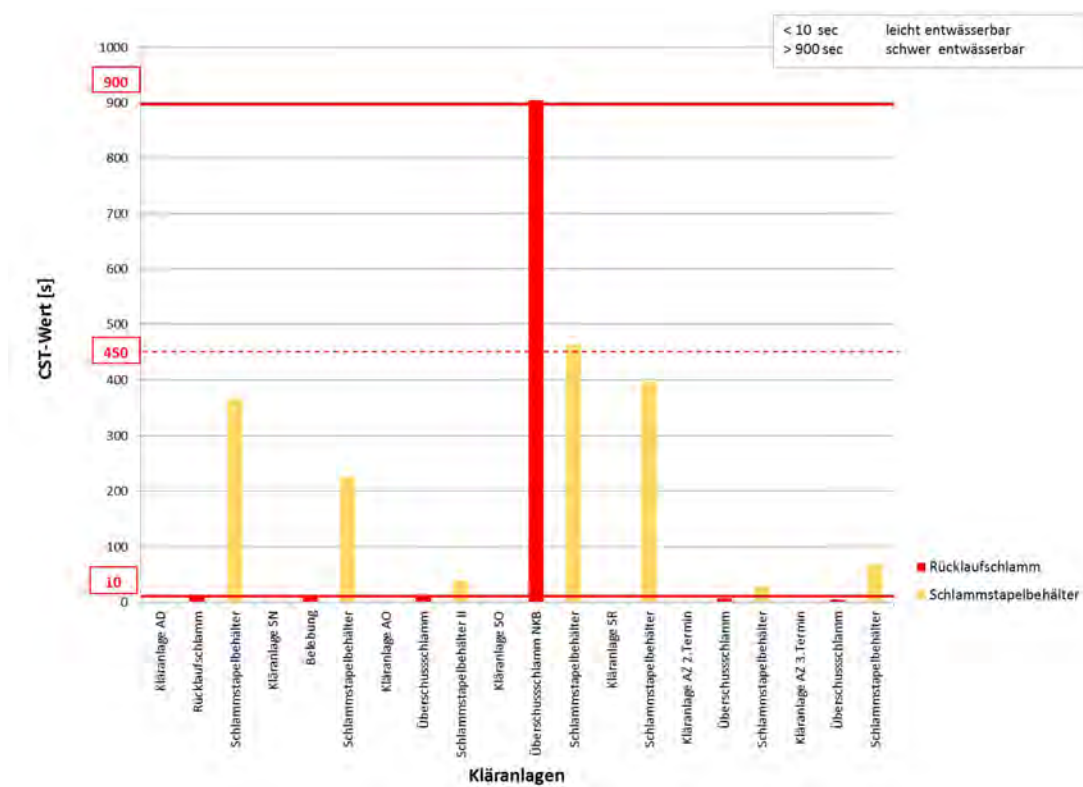


Abbildung 20: Auswertung der CST-Messungen der Beispielanlagen, 2015



Auch hier war ein deutlicher Unterschied zwischen den Proben erkennbar. In Abbildung 20 sind die Ergebnisse des CST-Tests für die Proben aus den jeweiligen Schlammstapelbehältern bzw. des Belebtschlamm (bzw. Rücklaufschlamm) dargestellt. Alle Belebtschlammproben (Rücklaufschlamm) weisen bis auf einen Ausreißer CST-Werte von unter 10 sec auf und gelten somit als leicht entwässerbar.

Im Gegensatz dazu lagen die CST-Werte der Proben aus dem Schlammstapelbehältern alle im Bereich zwischen 10 und 450 sec. Es ist somit von einer mittleren Entwässerbarkeit auszugehen. Es bleibt jedoch zu berücksichtigen, dass der TS-Gehalt der Belebtschlammproben gegenüber den Proben aus Schlammstapelbehältern deutlich geringer ausfällt. Diese unterschiedlichen TS-Gehalte beeinflussen mit Sicherheit die Ergebnisse. Die Beurteilung der Ergebnisse erfolgt jedoch an Hand der Ausbreitgeschwindigkeit – der TS-Gehalt bleibt unberücksichtigt.

4.3.5 Glühverlust

Der Glühverlust ist einer von drei Parametern, die für die Bewertung der Schlammstabilisierung herangezogen werden. Die Höhe des Glühverlustes gibt jedoch nur eine grobe Aussage über die Stabilisierung des Schlammes an (LfU 4.7/11, 2004).

Es wird darauf hingewiesen, dass bei Anlagen, die einen erhöhten Gehalt an mineralischen Stoffen im Zulauf aufweisen (z.B. Anlagen ohne Sandfang) entsprechend reduzierte Glühverluste aufweisen. Dies gilt auch beim Einsatz der chemischen Fällung. Der Anteil des anorganischen Fällschlammes macht bis zu 10 % des Schlammmanfalls aus.

In Abbildung 21 ist der Glühverlust getrennt für den Schlamm der Belebungsbecken bzw. der Schlammstapelbehälter dargestellt. Auch hier ist ein Unterschied zwischen gelagertem Schlamm und Belebtschlamm erkennbar. Der Glühverlust der Belebtschlämme lag zwischen 53 und 78 %, der Median betrug 65,2 %, was einem nicht stabilisierten Schlamm entspricht. Nur eine der Belebtschlammproben konnte als voll stabilisiert eingestuft werden. Jeweils 48 % der Proben sind als nicht stabilisiert bzw. als teilstabilisiert zu sehen.

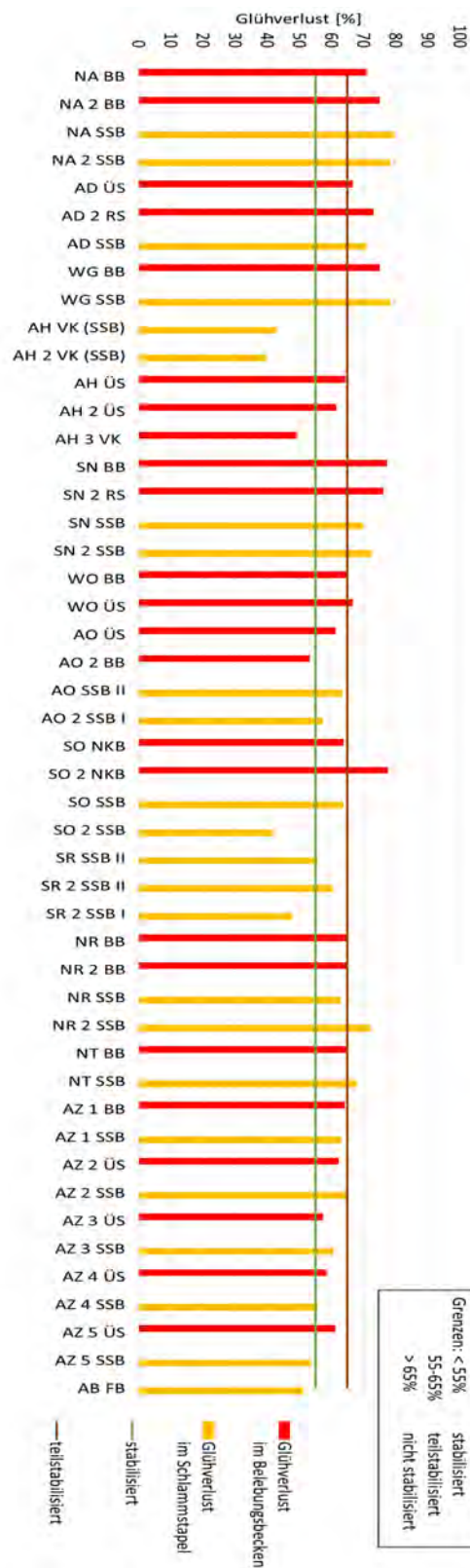


Abbildung 21: Ergebniszusammenstellung Glühverlust, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D



Der Glühverlust des Schlamms aus den Schlammstapelbehältern lag zwischen 39,8 und 79,8 % mit einem Median von 63,3 % was gerade noch eine Teilstabilisierung bedeuten würde. 36 % der Proben war ebenfalls nicht stabilisiert. Überraschenderweise ist die Probe aus der Vorklärung der Biofilmanlage AH, in der das Gemisch aus Primär- und Sekundärschlamm über einen Zeitraum von zwei Jahren bis zur Entwässerung durch einen Lohnentwässerer gelagert wird, mit 39,8 % vollstabilisiert. Es ist jedoch auch zu berücksichtigen, dass diese Anlage nicht über einen Sandfang verfügt. Daher ist zu vermuten, dass das Schlammgemisch in der Vorklärung nicht unerhebliche Anteile mineralischer Stoffe aus dem Zulauf enthält.


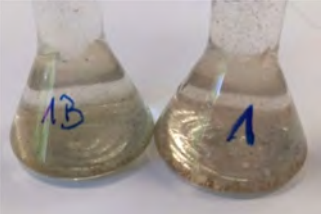
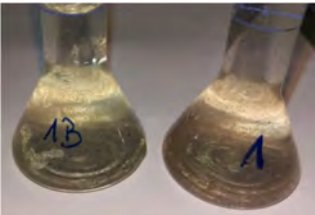


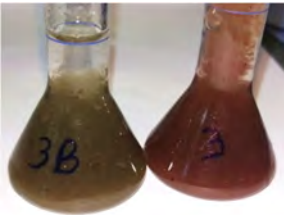
Das Phänomen hoher Glühverluste bei gleichzeitig hohem Schlammalter ist in der Literatur bekannt. Kläranlagen mit Vorklärung benötigen durch die Verschiebung des C:N-Verhältnisses und der damit verbundenen hohen Deni-Anteile in der Belebung i.d.R. ein hohes Schlammalter. Die Kläranlage Bad Abbach beispielsweise weist trotz eines rechnerischen Schlammalters von 35 d einen organischen Anteil in belebten Schlamm von 70 % auf (Wedi, et al., 2015).

Die Unterschiede zwischen den Proben im Belebungsbecken bzw. im Schlammstapelbehälter waren meist gering. Es gab Veränderungen des Glühverlustes in beide Richtungen. Dies ist auch dadurch zu erklären, dass im Schlammstapelbehälter eine Mischung aus unterschiedlichen Überschussschlämmen vorliegt, die ggfs. unterschiedliche Glühverluste aufgewiesen haben. Eine massive Abnahme des Glühverlustes in den Schlammstapelbehältern konnte nicht beobachtet werden (im Sinne des Abbaus in einer klassischen Faulung). Jedoch war ein gewisser oTM-Abbau erkennbar. Insgesamt liegt der Glühverlust jedoch bei allen Anlagen deutlich höher als erwartet. Auch der Glühverlust des Belebtschlamms mit hohem Schlammalter entspricht meist nicht dem Kriterium „vollstabilisiert“.

4.3.6 TTC-Test

Der TTC-Test zielt auf die Enzymaktivität des untersuchten Schlamms ab. Die Auswertung und Bewertung des TTC-Tests erfolgt anhand des Vergleichs der Proben mit der TTC-Lösung und einer Blindprobe. Dabei wird die Rotfärbung bewertet. Die Bewertung dieser Rotfärbung hat eine stark subjektive Komponente.

Tabelle 10: Skalierung der Rotfärbung für die Bewertung des TTC-Tests

Skalierung der Rotfärbung	Beispielbild
-	
(+)	
+	
++	
+++	
++++	



Daher wurde eine Skalierung für die Bewertung der Proben im Labor entwickelt. Beispielbilder je Skalierungsbewertung sollen die visuelle Veranschaulichung übernehmen (siehe Tabelle 10). Für Proben, die zwar eine extrem leichte Rotfärbung aufwiesen, die jedoch nicht als echter Farbumschlag gewertet werden konnte, wurde die Kategorie „teilstabilisiert“ eingeführt. Die angegebenen Zahlenwerte wurden für die graphische Darstellung in Abbildung 22 verwendet. Die Messergebnisse wurden skaliert und in folgende Grenzen eingeteilt:

-	50	Falls keine Rotfärbung vorhanden ist ⇒ ausreichend stabilisiert
(+)	75	Falls eine extrem leichte Rotfärbung, die fast nicht wahrnehmbar auftritt. Dies ist eine frei gewählte Skalierung/Grenze ⇒ teilstabilisiert (frei gewählt)
+	100	
++	200	Falls eine Rotfärbung vorhanden ist. Je nach Stärke werden mehrere
+++	300	„+“ vergeben ⇒ nicht stabilisiert
++++	400	

Ähnlich wie bei den Ergebnissen der Glühverluste zeigt Abbildung 22, dass die Belebungsbecken deutlich schlechter stabilisiert sind verglichen mit dem Schlamm der Schlammstapelbehälter. Für alle Anlagen war der Farbumschlag der Belebtschlammproben stärker als der Schlamm der Stapelbehälter.

Keine der Belebtschlammproben kann als voll stabilisiert angesehen werden, nur zwei Anlagen wurden durch die gewählte Grenze bei leichter Färbung als teilstabilisiert eingestuft. Es handelt sich in beiden Fällen um Belebungsanlagen mit einem relativ hohen Schlammalter.

Anders als beim Parameter Glühverlust können nach dem TTC-Test allerdings 54 % der Proben aus den Schlammstapelbehältern als voll stabilisiert eingestuft werden. Nur 21 % der Proben aus Schlammstapelbehältern sind nicht stabilisiert.

Eine Diskrepanz der Ergebnisse des TTC-Tests gegenüber dem Glühverlust wird bereits deutlich.

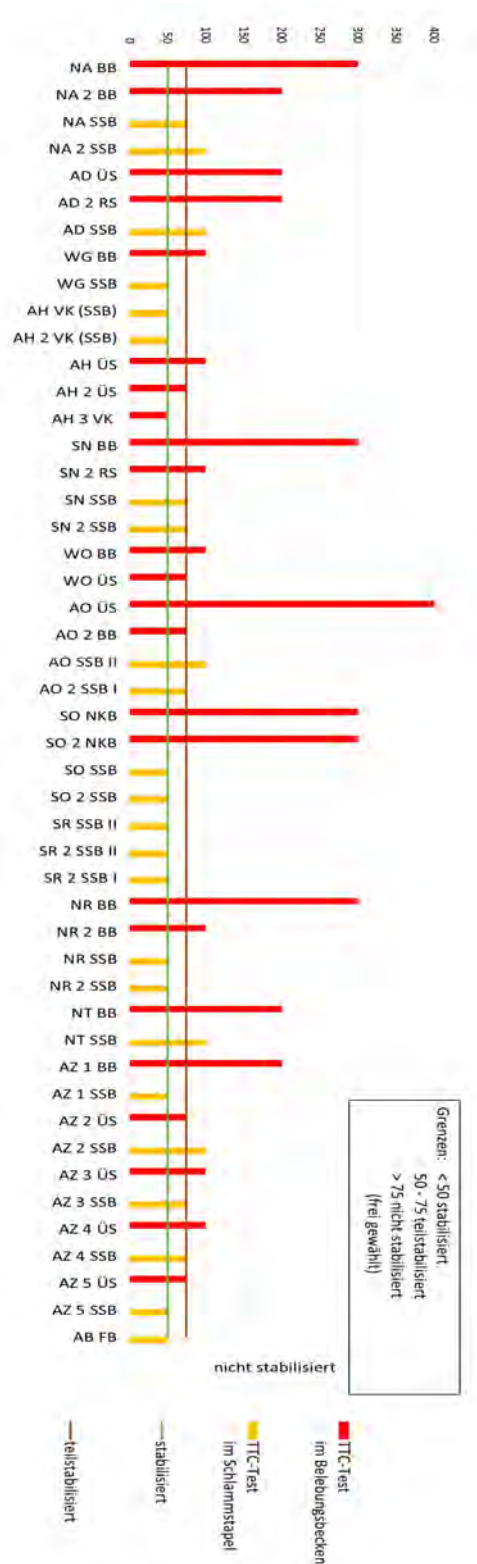


Abbildung 22: Zusammenstellung der Ergebnisse des TTC-Tests für Belebtschlamm bzw. Schlamm aus den Schlammstapelbehältern, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D

4.3.7 Atmungsaktivität

Die Atmungsaktivität zeigt durch Messung der Sauerstoffzehrung des Schlammes dessen biologische Aktivität. Laut Merkblatt Nr. 4.7/11 gilt ein Schlamm als ausreichend stabilisiert, wenn die Sauerstoffzehrung unter $60 \text{ gO}_2/(\text{kg}_{\text{TS}} \cdot \text{d})$ liegt. Auf Grund der gemessenen Werte und um eine Vergleichsmöglichkeit zu den Parametern Glühverlust und TTC-Test zu schaffen, wurde noch die Kategorie „nicht stabilisiert“ eingeführt für eine Sauerstoffzehrung über $120 \text{ g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, entsprechend der doppelten Zehrung verglichen mit der Einstufung als „ausreichend stabilisiert“. Es ist zu berücksichtigen, dass die Bestimmung der Atmungsaktivität im Labor der HSA erfolgte. Bedingt durch die teilweise erhebliche Entfernung zwischen den beprobten Kläranlagen und der Hochschule konnte die Analyse nicht unmittelbar nach Probenahme erfolgen. Die Proben wurden gekühlt transportiert. V.a. beim Parameter Atmungsaktivität ist durch die zeitversetzte Analytik eine gewisse Ungenauigkeit nicht auszuschließen. Dies betrifft jedoch v.a. Proben, die eine Atmungsaktivität im nicht stabilisierten Bereich aufweisen. Proben, die eine geringe Atmungsaktivität besitzen, werden durch den Transport und geringer Sauerstoffzufuhr weniger beeinflusst. Des Weiteren ist zu beachten, dass eigentlich eine Analyse der Atmungsaktivität mit Belebtschlamm durchzuführen ist. Der erhöhte Anteil an Trockensubstanz im Schlamm aus den Stapelbehältern übt einen Einfluss auf den Parameter Atmungsaktivität aus und wird daher im Bezug auf kg_{TS} normiert.

Aus Abbildung 23 wird deutlich, dass auch bzgl. der Atmungsaktivität ein deutlicher Unterschied zwischen Belebtschlamm und dem Schlamm aus den Stapelbehältern besteht. Allerdings sind auch für den Parameter Atmungsaktivität überraschend viele Proben als nicht stabilisiert einzustufen.

Aus den Belebtschlammproben ist nur eine Probe stabilisiert. Es handelt sich um den Überschussschlamm der Biofilmanlage AH mit Tropfkörper. Alle anderen Belebtschlammproben müssen als nicht stabilisiert eingestuft werden. Mit Werten über $1.400 \text{ gO}_2/(\text{kg}_{\text{TS}} \cdot \text{d})$ liegt die Sauerstoffzehrung deutlich über 60 bzw. $120 \text{ gO}_2/(\text{kg}_{\text{TS}} \cdot \text{d})$.

Für die Schlammproben aus den Schlammstapelbehältern zeigt sich jedoch ein anderes Bild. Annähernd 70% der Proben liegen unter $60 \text{ gO}_2/(\text{kg}_{\text{TS}} \cdot \text{d})$ und gelten somit als ausreichend stabilisiert. Vier Anlagen können als teilstabilisiert und nur drei Proben aus den Schlammspeichern als nicht stabilisiert eingestuft werden. Zum Vergleich erreicht der Faulschlamm der Anlage AB $26 \text{ gO}_2/(\text{kg}_{\text{TS}} \cdot \text{d})$.

Es ist nicht auszuschließen, dass der höhere TS-Gehalt der Proben aus den Schlammstapelbehältern gegenüber den Belebtschlammproben ebenfalls einen Einfluss auf das Ergebnis hat.

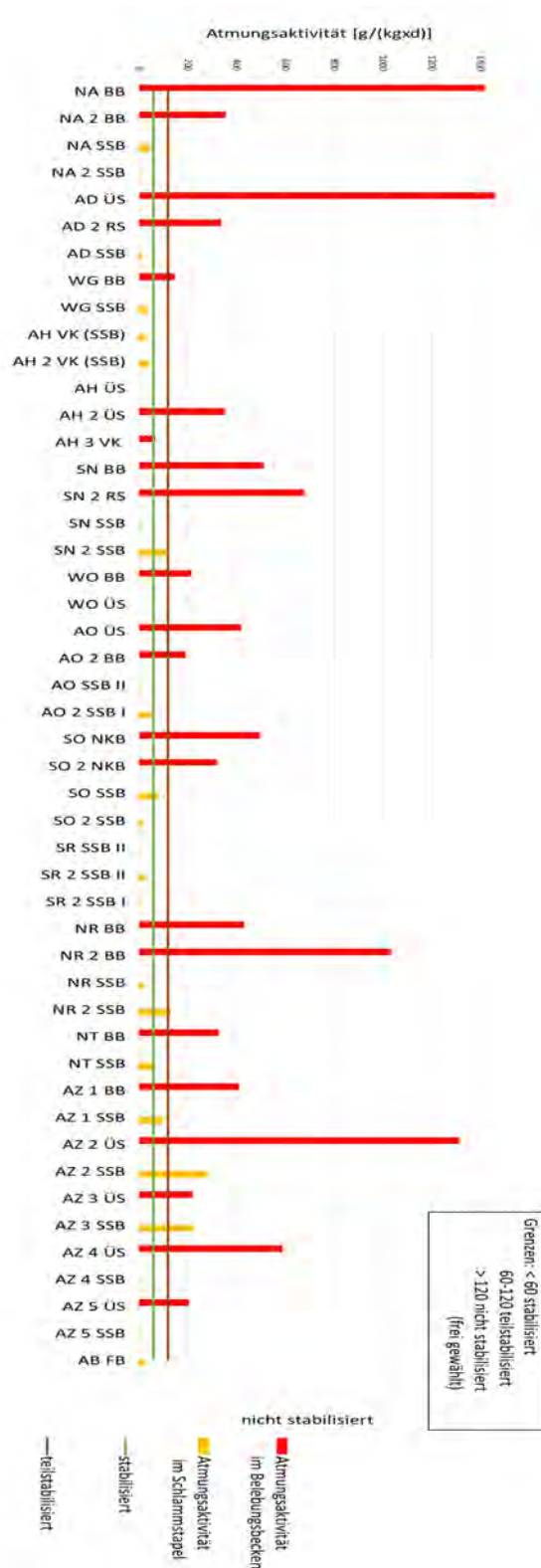


Abbildung 23: Ergebnisse der Atmungsaktivität für Schlamm aus den Belebungsbecken bzw. Schlammstapelbehältern der Beispielkläranlagen, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D



4.3.8 Vergleich der Stabilität von Faulschlamm und Primärschlamm

Um eine geeignete Zuordnung der Ergebnisse der Stabilisierungskriterien zu erreichen, wurden eine Schlammprobe direkt aus dem Ablauf des Faulturms auf der Anlage AB beprobt und einer Primärschlammprobe der Anlage AH aus der Vorklärung gegenübergestellt. Die Probenahme auf der Anlage AH erfolgte unmittelbar nach der Leerung der Vorklärung mit integrierter Speicherfunktion, so dass die Probe fast vollständig aus Primärschlamm besteht.

Die Tabelle 11 zeigt die Stabilisierungsparameter der beiden Anlagen. Der Faulschlamm ist in allen Parametern, wie erwartet voll stabilisiert. Nur bei dem HAC-Test wurden die 100 mg/l überschritten. Der Glühverlust liegt mit 51,3 % zwar noch im stabilisierten Bereich, ist dennoch relativ hoch. Der Faulschlamm kann nach den Stabilisierungskriterien im Gegensatz zu den anderen Proben der Beispielanlagen somit als eindeutig stabilisiert angesehen werden. Der Faulschlamm weist im Gegensatz zu den Proben der Schlammstapelbehälter die für Klärschlamm typische dunklere Färbung und feinere Struktur auf. Die feinere Struktur kann vermutlich auf das permanente Rühren im Faulbehälter über 30 d zurückgeführt werden.

Es wäre möglich, dass die Grenzwerte der Stabilisierungsparameter anhand von Untersuchungen mit Faulschlamm festgelegt wurden.

Tabelle 11: Vergleich der Stabilisierungsparameter eines Faulschlammes und eines Primärschlammes, 2015

Stabilisierungsparameter	Kläranlage AB (ausgefaulter Schlamm)	Kläranlage AH (Primärschlamm)
Glühverlust [%]	51,3 → voll stabilisiert	49,14 → voll stabilisiert
Atmungsaktivität [gO ₂ /(kg _{TS} *d)]	26 → voll stabilisiert	66 → teilstabilisiert
TTC-Test	Keine Färbung → voll stabilisiert	Keine Färbung → voll stabilisiert
HAc-Test [mg/l]	350	162

Der Primärschlamm der Anlage AH dagegen ist gegen jede Erwartung ebenfalls als ziemlich gut stabilisiert einzustufen. Die Kläranlage besitzt jedoch keinen Sandfang. Demnach schmälert der mineralische Anteil des Schlammes den Glühverlust und beeinträchtigt somit die Stabilisierungsparameter.



4.3.9 Bewertung der Parameter zur Bestimmung des Stabilisierungsgrades

Zusammenfassend zeigen die Laboruntersuchungen, dass ein deutlicher Unterschied zwischen den Belebtschlammproben und den Proben aus den Schlammstapelbehältern besteht. Während der Belebtschlamm zu 48 % (Glühverlust), 75 % (TTC-Test) bzw. 88 % (Atmungsaktivität) als nicht stabilisiert eingestuft werden muss, waren die Anteile der nicht stabilisierten Schlämme im Schlammstapelbehälter mit 36 % (Glühverlust), 21 % (TTC-Test) bzw. 13 % (Atmungsaktivität) deutlich geringer.

Es wird jedoch auch deutlich, dass die drei Messmethoden sehr unterschiedliche Ergebnisse für ein und dieselbe Probe geliefert haben.

Biofilmanlagen weisen ein hohes Schlammalter auf und gelten daher als stabilisiert. Die Ergebnisse der Analysen des jeweiligen „Belebtschlamm“ bzw. Überschussschlamm der Anlagen AH (Tropfkörper) und SO (Wirbelschwebbettanlage) sind in Tabelle 12 dargestellt. Eine Probenahme des „Belebtschlamm“ bzw. Überschussschlamm der Anlagen SR war aus betrieblichen Gründen leider nicht möglich.

Tabelle 12: Stabilisierungsgrad des „Belebtschlamm“ bzw. Überschussschlamm der Anlagen AH (Tropfkörper) und SO (Wirbelschwebbettanlage), 2015

	Kläranlage AH	Kläranlage SO
Glühverlust	teilstabilisiert	nicht stabilisiert
TTC-Test	nicht stabilisiert	nicht stabilisiert
Atmungsaktivität	keine Aussage möglich	nicht stabilisiert

Zum einen wird deutlich wie unterschiedlich eine Probe durch die drei Parameter beurteilt wird, zum anderen ist das Ergebnis als solches überraschend.

Die Biofilmanlagen verfügen alle über eine Vorklärung, aus der Primärschlamm gemeinsam mit Überschussschlamm abgezogen wird. Dies ist ebenso der Fall bei der Belebungsanlage NR. Die Ergebnisse des jeweiligen Primär- und Sekundärschlamm sind in Tabelle 13 zusammen gefasst.

Tabelle 13: Stabilisierungsgrad im Schlammstapel des Primär- mit Sekundärschlammgemischs der Kläranlagen mit Vorklärung (AH, SO, SR und NR), 2015

	Kläranlage AH	Kläranlage SO	Kläranlage SR	Kläranlage NR
Glühverlust	voll stabilisiert	teilstabilisiert	teilstabilisiert	teilstabilisiert
TTC-Test	voll stabilisiert	voll stabilisiert	voll stabilisiert	voll stabilisiert
Atmungsaktivität	voll stabilisiert	teilstabilisiert	voll stabilisiert	keine Aussage möglich

Obwohl Primärschlamm grundsätzlich als nicht stabilisiert gilt, sind die Ergebnisse der Laboruntersuchungen überraschenderweise fast ausschließlich voll stabilisiert. Die Schlammprobe der Kläranlage AH ist auch die einzige Probe, die durch alle drei Parameter Glühverlust, TTC-Test und Atmungsaktivität als voll bzw. ausreichend stabilisiert eingestuft werden kann. Bei allen anderen Proben aus den Schlammstapelbehältern gibt es keine derartige Übereinstimmung. Die evtl. hohe Sandbelastung des Schlammes in dieser Anlage ist jedoch zu berücksichtigen.

Bei den Belebtschlammproben sind die Übereinstimmungen naturgemäß größer, da für alle Parameter ein hoher bis sehr hoher Anteil der Proben als nicht stabilisiert eingestuft werden muss.

In Tabelle 14 sind die Übereinstimmungen zwischen den drei Methoden aus der ersten Versuchskampagne im Frühjahr 2015 ausgewertet worden. Wie bereits beschrieben sind die Übereinstimmungen der Schlämme aus der Belebung höher als die der Schlammstapelbehälter. Jedoch gibt es auch bei den Belebungen nur eine Übereinstimmung aller drei Parameter von knapp über 50 %. Für die Schlammstapelbehälter liegt die Übereinstimmung aller drei Parameter lediglich bei 14,3 %.

Tabelle 14: Auswertung der Übereinstimmungen der Bestimmungsmethoden zur Schlammstabilisierung, 2015

	BB und SSB	Belebung (BB)	Schlammstapel (SSB)
Drei Parameter stimmen überein	34,5 %	53,3 %	14,3 %
Zwei von drei Parametern stimmen überein	58,6 %	40,0 %	78,6 %
Keine Parameter stimmen überein	6,9 %	6,7 %	7,1 %

Betrachtet man die Deckung der einzelnen Analysen miteinander (siehe Tabelle 15) wird deutlich, dass nicht nur die Übereinstimmung der Ergebnisse zwischen Belebungsbecken und Schlammstapelbehälter abweichen, sondern auch, dass unterschiedliche Methoden nicht die gleichen Ergebnisse liefern.

Tabelle 15: Auswertung der Übereinstimmung der einzelnen Methoden, 2015

	BB und SSB	Belebung (BB)	Schlammstapel (SSB)
Drei Parameter stimmen überein	34,5 %	53,3 %	14,3 %
TTC und Atmungsaktivität stimmen überein	27,6 %	33,3 %	21,4 %
TTC und Glühverlust stimmen überein	24,1 %	6,7 %	42,9 %
Atmungsaktivität und Glühverlust stimmen überein	6,9 %	0,0 %	7,1 %
Keine Parameter stimmen überein	6,9 %	6,7 %	7,1 %

Für die Belebungsbecken passen (wenigstens) zu 33 % die Ergebnisse von TTC-Test und Atmungsaktivität zu einander. Für die Schlammstapelbehälter sind es bei diesen beiden Parametern nur gut 20 % - eine geringe Übereinstimmung. Hier gibt es eine relativ hohe Übereinstimmung von annähernd 43 % zwischen TTC-Test und Glühverlust. Im Fall der Belebungsbecken ist die Übereinstimmung unter 7 %. Die Parameter Atmungsaktivität und Glühverlust liefern in beiden Fällen kaum eindeutige Ergebnisse.

In einer zweiten Versuchskampagne Ende September wurde dagegen eine Verbesserung der Deckung der Analyseergebnisse beobachtet. Die Übereinstimmung aller drei Parameter bei Schlammstapelbehälter stieg nun auf 45,5 %. Dagegen sank der Anteil der Übereinstimmung im Belebungsbecken auf 50 %. Der Fall, dass keine der Parameter übereinstimmen, trat um 2 bis 3 % häufiger auf. Interessanterweise erwies sich keinerlei Deckung der beiden Parameter Atmungsaktivität und Glühverlust. Dies zeigt, dass die Kombination dieser Parameter zur Bestimmung der Stabilisierung nicht geeignet ist.



Die Tabelle 16 zeigt die Beziehungen der Parameter TTC, Atmungsaktivität und Glühverlust zueinander.

Tabelle 16: Deckung der Analyseergebnisse der 2. Versuchskampagne, 2015

	BB und SSB	Belebung (BB)	Schlammstapel (SSB)
Drei Parameter stimmen überein	45,0 %	50,0 %	45,5 %
TTC und Atmungsaktivität stimmen überein	15,0 %	10,0 %	18,2 %
TTC und Glühverlust stimmen überein	30,0 %	30,0 %	27,3 %
Atmungsaktivität und Glühverlust stimmen überein	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Keine Parameter stimmen überein	10,0 %	10,0 %	9,1 %

Beide Versuchskampagnen sind aufgeteilt nach Belebung und Schlammstapel und in der Abbildung 24 graphisch dargestellt. Hierbei sind jedoch keinerlei Korrelationen erkennbar. Nach den folgenden Bewertungszahlen wurden die Übereinstimmungen eingeteilt:

- 0,5 keine Aussage möglich
- 1,0 TTC passt zur Atmungsaktivität
- 2,0 TTC passt zu Glühverlust
- 3,0 Atmungsaktivität passt zu Glühverlust
- 4,0 Alle stimmen überein



Weiterhin wurde versucht den Stabilisierungsgrad der Anlagen unter Einbeziehung der drei Parameter Glühverlust, TTC-Test und Atmungsaktivität getrennt für die Belebungsbecken und die Schlammstapelbehälter zu bewerten (Abbildung 25). Der Stabilisierungsgrad ergibt sich aus der Summe der gleichen Aussagen. Auf diese Weise wird eine Aussage über die insgesamt vorliegende Stabilisierung der einzelnen Probe getätigt. Nachfolgend sind die Bewertungszahlen aufgelistet, welche für das Diagramm verwendet wurden:

- 1 keine Aussage möglich
- 2 nicht stabilisiert
- 3 teilstabilisiert
- 4 ausreichend stabilisiert

Es zeigt sich, dass unter diesen Voraussetzungen kaum Schlämme der beprobten Anlagen als ausreichend stabilisiert bewertet werden können. Nur zehn von 42 Proben erreichen unter diesen Voraussetzungen das Kriterium ausreichend stabilisiert. Bei den stabilisierten Proben handelt es sich meist um Proben aus Schlammstapelbehältern. Zwei dieser Anlagen betreffen Anlagen, die ein Gemisch aus Primärschlamm und Sekundärschlamm lagern und entsorgen. Allerdings weisen diese beiden Anlagen eine lange Lagerdauer im Schlammstapelbehälter von einem bzw. zwei Jahren auf.

Die Kläranlagen WO, WR und WG sind nach den Laboruntersuchungen nicht stabilisiert. Dies überrascht, da diese Anlagen ein IST-Schlammalter von über 60 d aufweisen und ausreichend stabilisiert sein müssten.

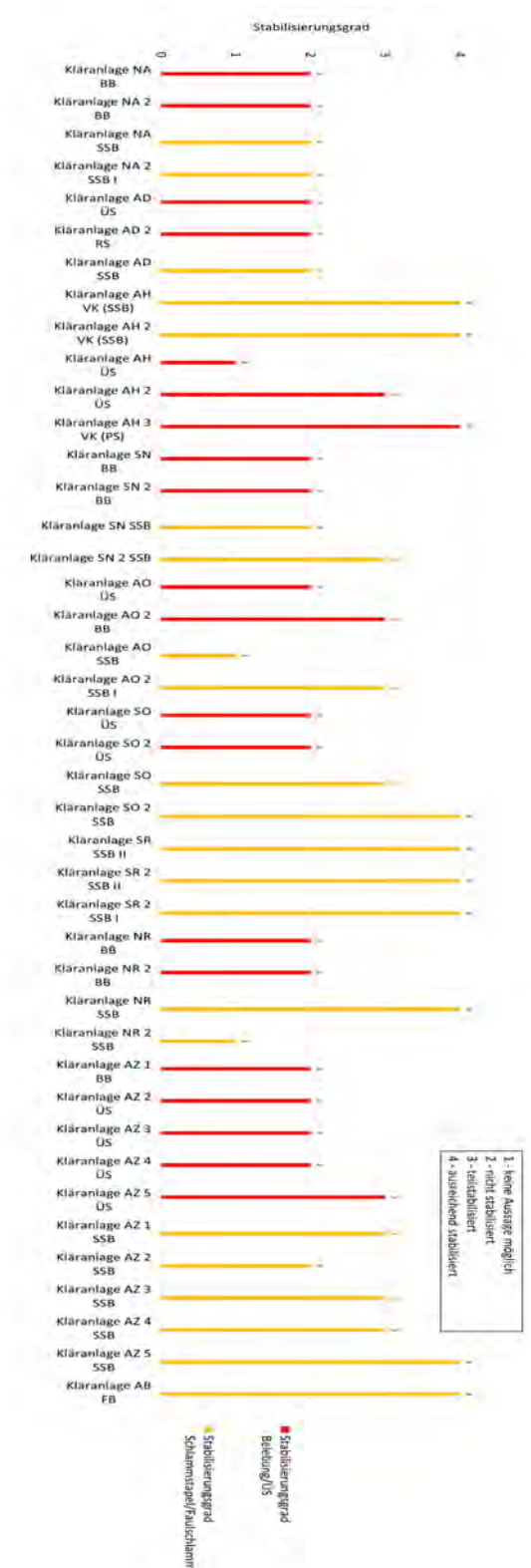


Abbildung 25: Auswertung des Stabilisierungsgrades anhand von GV, TTC-Test und Atmungsaktivität getrennt für Belebungsbecken und Schlammstapelbehälter, 2015, vergrößerte Ansicht siehe Anhang D



4.3.10 Zusammenfassung der Ergebnisse „Stabilisierungsparameter“

Es ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den hier durchgeführten Laboruntersuchungen nur um Momentaufnahmen handelt, die lediglich orientierenden Charakter haben.

Ziel der Laboruntersuchungen war es, die Schlämme anhand der drei Stabilisierungskriterien des (LfU 4.7/11, 2004) – Glühverlust, TTC-Test bzw. Atmungsaktivität - zu bewerten.

Bei dem Parameter *Glühverlust* handelt es sich um einen vergleichsweise einfachen Parameter, der in der Praxis sehr viel Anwendung findet. Er ist jedoch stark durch mineralische Anteile im Zulauf bzw. das Vorhandensein eines Sandfangs beeinflusst. Des Weiteren haben die Fällmittel aus der Phosphorelimination und deren anorganische Ausfällungen eine unter Umständen erhebliche Reduktion des Glühverlustes zur Folge. Eventuell könnte statt absoluter Grenzwerte beispielsweise die Reduktion des Glühverlustes (z.B. zwischen Überschussschlamm und dem zu entsorgenden Klärschlamm aus dem Schlammstapelbehälter) zur Bewertung herangezogen werden. Hierzu müssten für jede Kläranlage „individuelle“ Werte ermittelt werden. Außerdem erschweren die Messungenauigkeit des Parameters sowie Schwankungen im Belebungsbecken (bedingt durch Veränderungen im Zulauf bzw. Fällung) und im Schlammstapelbehälter (homogene Probenahme) die Interpretation der Ergebnisse. Durch die relativ geringen zu erwartenden Reduktionen im Schlammstapelbehälter fallen Messungenauigkeiten und Fehler bei der Probenahme besonders ins Gewicht.

Der *TTC-Test* bzw. die *Atmungsaktivität* stellen daher passendere Parameter dar, da die tatsächliche Aktivität der Mikroorganismen durch Enzymaktivität (TTC-Test) bzw. durch Atmungsaktivität erfasst wird.

Nachteil des TTC-Tests ist die Tatsache, dass es sich bei der erforderlichen Bewertung des Farbumschlags um einen sehr subjektiven Parameter handelt. Bei den Laborversuchen wurde deutlich, dass „der Farbumschlag“ sehr unterschiedliche Formen annehmen kann (siehe Tabelle 10).

Die Messung der Atmungsaktivität ist aufwendig und ist daher eher nicht praktikabel für kleine Anlagen.

Legt man die o.g. Kriterien zugrunde, so zeigten die Anlagen insgesamt durchweg Ergebnisse, die auf ein geringeres Maß an Stabilisierung hindeuten als nach dem Gesamtschlammalter zu erwarten wäre. Genauere Aussagen können möglicherweise noch durch konsequente Einbeziehung des aeroben Anteils gewonnen werden. Denn verfahrenstechnisch gesehen, stellt das aerobe Schlammalter die maßgebende Größe für den Stabilisierungsgrad dar.



Festgestellt wurde auch, dass der Stabilisierungsgrad nach den o.g. Kriterien in den Schlammstapelbehältern höher als der Stabilisierungsgrad im Belebungsbecken bzw. Überschussschlamm aus der Nachklärung liegt.

In der gemeinsamen Bekanntmachung zum Vollzug der Klärschlammverordnung (1997) heißt es, dass der „Überschussschlamm aus Nachklärbecken von simultan aerob stabilisierenden Anlagen ebenfalls als Klärschlamm gilt“ (siehe auch Kap. 2.2.6). Im Rahmen der Laboruntersuchungen wurde jedoch deutlich, dass durchaus ein Unterschied zwischen dem Stabilisierungsgrad des Überschussschlammes in der Nachklärung und dem Schlamm aus den Stapelbehältern besteht.

Es erscheint logisch, dass die Enzymaktivität (TTC-Test) und die Atmungsaktivität im Belebungsbecken nicht deutlich abgesenkt sein können, solange eine zufriedenstellende Abwasserreinigung erwartet wird. Auch der Glühverlust bzw. der organische Trockenrückstand kann nicht nennenswert reduziert werden, solange Wachstum von Mikroorganismen stattfindet.

Erst im Schlamm Speicher findet keine Sauerstoffversorgung mehr statt. Hierdurch muss es zum Absterben von aeroben Mikroorganismen kommen und zu einer Reduktion der Atmungsaktivität. Die Sauerstoffunterversorgung sowie das Fehlen von „Futter“ führen zu einer Absenkung der Enzymaktivität (TTC). Ein Wachstum der Mikroorganismen wird durch die Randbedingungen verhindert. Hierdurch ist – nach entsprechender Zeit - das Absinken des Glühverlustes zu erwarten.

Es stellt sich daher die Frage, ob nicht ohnehin die Untersuchung der „Stabilisierungskriterien“ ausschließlich aus dem Schlamm Speicher erfolgen müsste. Wenn es um die Entsorgung geht, erscheint es wenig sinnvoll die Stabilisierung in der Belebung bzw. im Überschussschlamm zu bestimmen.

Geruch spielt bei den Stabilisierungskriterien bisher keine Rolle, obwohl die Reduzierung des Geruchs bei der Definition der Schlammstabilisierung zentral ist. Geruch ist jedoch ein Parameter, der sehr schwierig objektiv erfasst werden kann.

Die pH-Werte im Schlammstapelbehälter lagen um 0,5 niedriger als im Belebungsbecken. Dies würde auf beginnende Versäuerungsprozesse hindeuten. Die Messung der HAC-Werte als Indikator für die Versäuerung, ergab jedoch durchgehend niedrige Werte, die nicht auf eine hohe Versäuerung in den Schlammstapeln schließen lassen. Der HAC-Wert des Faulschlammes der Anlage AB war deutlich höher als in den Schlammstapelbehältern.



Die Analyse des Faulschlamm ergab, dass der Faulschlamm wie zu erwarten nach allen drei Parametern als voll stabilisiert bewertet werden kann. Allerdings wies auch die untersuchte Primärschlammprobe der Anlage AH eine weitgehende Stabilisierung auf.

Der Vergleich der drei Stabilisierungsparameter gab mehr widersprüchliche Aussagen als Übereinstimmungen.

Es gibt keine allgemein anerkannten Kriterien, an denen eine ausreichende Stabilisierung fest gemacht werden kann. Dies liegt auch an der unpräzisen Definition. In der Fachwelt gilt weder der Parameter spezifische Überschussschlammproduktion noch der Glühverlust als geeignete Kriterien für die Bestimmung des Stabilisierungsgrades. Oft wird als am besten für die Bestimmung des Stabilisierungsgrades geeigneter Parameter die Atmungsaktivität genannt, da diese die biologische Aktivität des Schlammes zeigt (Nowak, et al., 2002).

Zu diskutieren ist, ob das Gasbildungspotenzial GB 21 eine alternative Methode zur Bestimmung des Stabilisierungsgrads darstellen könnte.

4.4 Gasbildungsrate GB21

Die Gasbildungsrate gibt eigentlich Auskunft über den möglichen Abbau der organischen Substanzen eines Stoffes, lässt aber somit auch entsprechend Rückschlüsse auf die Geruchsbildung zu. Diese beiden Parameter werden i.d.R. mit dem Parameter „Stabilisierung“ in Verbindung gebracht. Dies war Anlass Versuche mit Schlamm aus unterschiedlichen Stapelbehältern der Beispielkläranlagen durchzuführen. Des Weiteren wurde ein Versuch mit einer Überschussschlammprobe ohne Lagerung durchgeführt sowie mit einer Faulschlammprobe. Außerdem wurde ein Versuch sowohl bei Raumtemperatur (im klimatisierten Labor auf 21°C) sowie parallel im Kühlschrank bei 8°C durchgeführt.

Ferner sollten die Versuche Aufschluss über Gasemissionen aus Schlammstapelbehältern für die Bewertung der Klimarelevanz geben (siehe Kap. 7.1).

Insgesamt wurden die Versuche, deren Dauer zwischen 26 und 50 d lag, für 12 Schlammproben mit einem Volumen zwischen 400 und 800 ml durchgeführt.

Da die Versuche eigentlich nicht Teil des Forschungsprojektes waren, konnte nur eine begrenzte Anzahl von Proben bestimmt werden. Doppelbestimmungen waren aufgrund des hohen zeitlichen und apparativen Aufwands nicht möglich. Daher haben die Versuche nur orientierenden Charakter.



4.4.1 Versuchsbeschreibung

Die Gasbildungsrate ist ein Maß für die Bestimmung des Gasbildungspotentials eines Substrats nach mindestens 21 d (GB21) bei mesophilen Temperaturen. Der Versuch nach DIN 38414-8 untersucht das Faulverhalten einer Schlammprobe (DIN 38414-8, 1985). Dabei wird zunächst die Probe mit den für den Faulprozess nötigen anaeroben Mikroorganismen angeimpft. Nach Beginn des Umsetzungsprozesses wird der zeitliche Ablauf der Gasentwicklung beobachtet und der oTM-Gehalt sowie der pH-Wert der Schlammprobe vor und nach dem Versuch bestimmt. Dies dient dem Ertragsnachweis beispielsweise bei Co-Substraten von Faulungsanlagen.

Die Versuchsphase beginnt erst nach der sog. lag-Phase. Diese ist beendet, wenn die mittlere Gasbildung 25 % des Wertes beträgt, der sich als 3-Tage-Mittelwert im Bereich der größten Steigung der Gasbildungsfunktion innerhalb von 21 d ergibt.

Der Versuch kann beendet werden, wenn die Gasproduktion innerhalb von 3 d maximal 0,5 % der gesamten Gasproduktion entspricht.

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes lag der Fokus auf der Ermittlung der Gasbildung bzw. den Abbauprozessen in Schlammstapelbehältern. Hierzu wurden Versuche in Anlehnung an DIN 38414-8 und Richtlinie VDI 4630 durchgeführt (VDI 4630, 2014). Die Schlammproben wurden jedoch ohne sie mit Impfschlamm zu versehen in eine Standflasche gefüllt. Auf dem Flaschenhals wurde jeweils ein Eudiometer gesetzt und luftdicht verschlossen. Das Eudiometer fasst 400 ml und ist mit einer Sperrflüssigkeit gefüllt. Das in der Flasche gebildete Gas entweicht in das Eudiometer und verdrängt die Sperrflüssigkeit in ein Niveaugefäß. An der Messanzeige des Eudiometers kann dann die Menge des Gases abgelesen werden (siehe Abbildung 26). Die Gasmengen der Eudiometer wurden werktäglich bestimmt.

Da die Anzahl der verfügbaren Eudiometer begrenzt war, wurden zusätzlich Versuche mit Gasbeuteln mit einem Volumen von 1,5 bis 5 l verwendet, um das gebildete Gas aufzufangen. Die Menge konnte mittels eines Milligascounters der Firma Hengster bestimmt werden. Aufgrund der sehr geringen gebildeten Gasmengen konnte das Gasvolumen nur zum Versuchsende bestimmt werden.

Die Zusammensetzung des Gases wurde mit dem Gasmessgerät BIOGAS 5000 der Firma ANSYCO Analytische Systeme und Componenten GmbH gemessen.

Die Versuche wurden im klimatisierten Labor der Hochschule Augsburg bei konstanter Raumtemperatur von 21°C durchgeführt – anstelle des für den Versuch üblichen mesophilen Bereichs.

Da die Abbauprozesse im Schlamm temperaturabhängig sind, ist in realen Schlammstapelbehältern mit geringeren Gasbildungsrate zu rechnen. Ein Versuch wurde parallel bei 21°C und im Kühlschrank bei 8°C durchgeführt, um die Bedingung eines Schlammstapelbehälters im Winter nachzustellen.



Abbildung 26: Versuche zur Bestimmung der Gasbildungsrate mittels Gasbeuteln (links) und Eudiometern (rechts)

Bei Proben mit angenommenem hohem Gasbildungspotential, beispielsweise Primärschlamm, wurde ein Volumen von 400 ml angesetzt. Dagegen wurde für Schlammproben mit niedrigen angenommenen Gasbildungspotentialen ein Nettovolumen von 800 ml verwendet.

Nach Versuchsvorschrift werden die Proben kontinuierliche gerührt, da der Austritt des Gases durch das Absetzen oder durch die schlechte Absetzfähigkeit des Schlammes gehemmt werden kann. Um möglichst reale Bedingungen in Schlammstapelbehältern nachzubilden wurden die Proben mithilfe eines Rührwerks einmal pro Tag gerührt. Reale Schlammstapelbehälter werden weniger gerührt, um Geruchsemissionen zu vermeiden.



Ebenfalls um realistische Bedingungen zu schaffen, wurde darauf verzichtet das Totvolumen mit Stickstoffgas auszutauschen. Wie bei realen Schlammstapelbehältern war Atmosphärenluft in den Versuchsflaschen vorhanden.

Eine Animpfung der Schlämme mit Faulschlamm erfolgt nicht, da dies in Schlammstapelbehältern ebenfalls nicht geschieht.

Während des Versuchs erfolgte keine kontinuierliche Beschickung. Durch den geringen zu erwartenden Abbau im Schlammstapelbehälter ist eine Substratlimitierung nicht zu erwarten. Die Beschickung ist hier entsprechend nicht von Bedeutung. Eine Substratlimitierung besteht vermutlich in Bezug auf leicht abbaubares Substrat.

Durch den hohen zeitlichen und apparativen Aufwand konnte nur eine Einfachbestimmung erfolgen.

Vor Versuchsbeginn wurden für jede Probe die drei konventionellen Stabilisierungskriterien (Glühverlust, vereinfachter TTC-Test und Atmungsaktivität) sowie TS, pH-Wert, organische Säuren und Ammonium/Ammoniumstickstoff bestimmt.

Nach dem Ende des Versuches wurde der TR, Glühverlust und der pH-Wert nochmals bestimmt, um den Abbau des Schlammes beurteilen zu können.

4.4.2 Ergebnisse der Versuche zur Gasbildungsrate

In Tabelle 17 sind die für die Versuchsdurchführung verwendeten Schlammproben aufgeführt und beschrieben.

Nach DIN 38414-8 ist die Versuchsdauer abhängig von der lag-Phase und dem Abbruchkriterium. Im Rahmen der Untersuchungen ist eine lag-Phase nur bei der Faulschlammprobe AB aufgetreten. Das Abbruchkriterium wurde nur bei den Schlämmen der Anlagen AB, AO und NR erfüllt. Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, dass der Versuch für Substrate gedacht ist, die eine deutlich höhere Gasbildung aufweisen als die Schlämme aus den Schlammstapelbehältern bei nur 21°C. Überdies war die Gasbildung bei der vergleichsweise kalten Temperatur in den meisten Fällen nach 21 d noch nicht abgeschlossen (siehe Gasbildungsrate Tabelle 18).



Daher können die Werte nach einer Versuchsdauer von 21 d nicht direkt mit der Gasbildungsrate im mesophilen Bereich verglichen werden. Dies betrifft auch den Verlauf der Gasbildungs-Kurven aus den Versuchen (siehe Abbildung 27), die bei vielen Schlämmen nicht mit der normal verlaufenden Gasentwicklung nach DIN 38414-8 übereinstimmen. Bei einer normal verlaufenden Gasentwicklung steigt die Produktion von Anfang an sehr steil an und flacht nach etwa 9 Versuchstagen wieder ab.

Tabelle 17: Zusammenstellung der Kennwerte der untersuchten Schlämme (SSB: Schlammstapelbehälter), 2015

Schlammprobe	Lagerdauer Schlammstapelbehälter [d]	Gesamt-schlammalter [d]	Versuchstemperatur [°C]	Versuchsdauer [d]
KA NA SSB	210	12,6	21	36
KA AH SSB (inkl. PS)	730	Biofilm	21	41
KA SN SSB	112	15,9	21	55
KA AO SSB	19	34,6	21	59
KA SO SSB (inkl. PS)	180	Biofilm	21	27
KA SR SSB	180	Biofilm	21	26
KA NR SSB (inkl. PS)	21	24,6	21	41
KA AB Faulschlamm	1	12	21	41
KA AZ SSB	180	43	21	10
KA AZ SSB w	30	43	21	26
KA AZ SSB k	30	43	8	26
KA AZ ÜS	0	43	21	26

Tabelle 18: Zusammenstellung der Ergebnisse der untersuchten Schlämme (SSB: Schlammstapelbehälter), 2015

Schlammprobe	Gasbildungsrate nach 21 d [NI/kg _{oTR}]	Gasbildungsrate zum Versuchsende [NI/kg _{oTR}]	Abbau oTS [%]	Abschätzung: Verdopplung GB21 [NL/kg _{oTS}]
KA NA SSB	38,41	52,46	2,0	77
KA AH SSB (inkl. PS)	10,48	14,43	3,0	21
KA SN SSB	50,46	94,93	2,0	101
KA AO SSB	6,35	14,26	3,0	13
KA SO SSB (inkl. PS)	4,40	4,84	1,0	9
KA SR SSB	12,92	16,00	7,0	26
KA NR SSB (inkl. PS)	43,97	56,18	0,5	88
KA AB Faulschlamm	30,26	34,88	1,0	61
KA AZ SSB (21°C)	38,43	47,61	2,0	77
KA AZ SSB (8°C)	22,19	27,48	1,0	44
KA AZ ÜS	11,81	14,63	0,5	24

Aufgrund der geringen gebildeten Gasvolumina, die teilweise deutlich unter dem zu Versuchsbeginn vorhandenen Totvolumen (Atmosphärenluft) lag, konnte die Zusammensetzung des gebildeten Gases durch den Vermischungseffekt mit dem Totvolumen nur abgeschätzt werden. Bei den Proben mit ausreichend Gasbildung lag der Methananteil über 60 Vol-%.

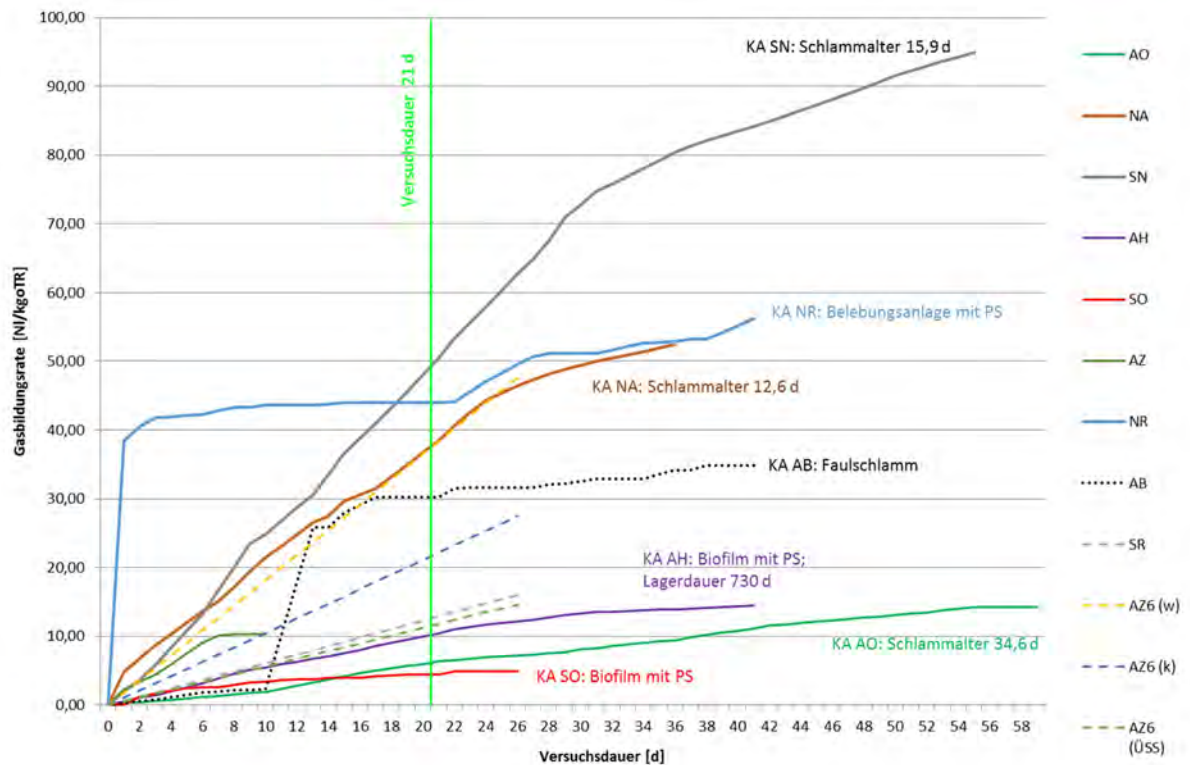


Abbildung 27: Gasbildungsraten der untersuchten Schlammproben in Abhängigkeit der Versuchsdauer, 2015

In Abbildung 27 ist der Versuchsverlauf der untersuchten Proben dargestellt.

Es ist deutlich erkennbar, dass die Gasbildungsrate der Anlagen mit geringem Schlammalter kleiner 25 d (KA SN und NA) sowie der Anlage NR (Belebungsverfahren mit Vorklärung) deutlich über den Gasbildungsrate der anderen Versuche lagen. Die Gasbildungsrate nach einer Versuchsdauer von 55 d lag für den Schlamm der Anlage SN bei knapp unter 100 NI/kg_{oTR}. Im Gegensatz hierzu lieferte die Anlage AO mit einem hohen Schlammalter von annähernd 35 d eine Gasbildung nach 55 d Versuchsdauer von unter 15 NI/kg_{oTR}. Auch die beiden Biofilmanlagen mit Primärschlammanteilen in der Probe aus den Schlammstapelbehältern waren mit einer Gasbildungsrate nach 21 d Versuchsdauer im Bereich von 10 NI/kg_{oTR} sehr gering.

In den Versuchen war somit ein Unterschied in der Gasbildungsrate in Abhängigkeit des Schlammalters erkennbar. Der Primärschlammanteil hat sowohl zu geringen als auch zu hohen Gasbildungsrate geführt (Anlagen NR, SR und SO). Dies könnte jedoch auch an der unterschiedlichen Lagerdauer im Schlammstapelbehälter bei Probenahme liegen. Die Lagerdauer der Probe NR betrug nur 21 d, wohingegen die Lagerdauer der Anlagen SO und AH bei 180 bzw. 730 d lag.



Bei der gepunkteten Linie handelt es sich um die Gasbildung bei einer Faulschlammprobe, die unmittelbar aus dem Ablauf der Faulung der Kläranlage AB entnommen wurde. Nach einer anfänglichen sehr geringen Gasbildung kam es zu einem sprunghaften Anstieg der gebildeten Gasmenge nach 10 d Versuchsdauer. Die Gasbildungsrate des Faulschlammes findet sich im mittleren Bereich mit $35 \text{ NI/kg}_{\text{OTR}}$ nach 21 d. Unklar ist, ob der sprunghafte Anstieg der Gasbildung eine Verfälschung des Ergebnisses darstellt.

Bei den gestrichelten Linien handelt es sich um die Versuche, bei denen Gasbeutel zum Einsatz kamen und somit nur das gebildete Gasvolumen zum Versuchsende bestimmt werden konnte. Der Verlauf der Gasbildung ist daher nicht bekannt; die Linien sind nur zur besseren Sichtbarkeit eingezeichnet.

Nach 21 d Versuchsdauer lagen die Gasbildungsraten zwischen 4,4 und $50,5 \text{ NI/kg}_{\text{OTR}}$. Verglichen mit üblichen Gasbildungsraten von Schlämmen und Co-Substraten (siehe Tabelle 19) liegen die Gasbildungsraten zwischen 1 und 15 %.

Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Gasbildungsrate der untersuchten Schlämme nach 21 d vermutlich noch nicht abgeschlossen war. Daher musste die gesamte Gasbildungsrate abgeschätzt werden. Die Gasbildung zeigt üblicherweise zu Beginn einen steilen Anstieg, gefolgt von einem sehr flachen Teil. Da die Faulung ein asymptotisch verlaufender biologischer Prozess ist, dessen letzte Phase sich sehr lange hinzieht jedoch unbedeutend für die Gasbildung ist (ATV, 1996), wurde der Ansatz gewählt, die Gasbildungsrate nach 21 d Versuchsdauer zu verdoppeln. Somit wird der stärkste Anstieg der Gasbildungskurven zu Beginn der Versuche berücksichtigt. Im weiteren Verlauf der Versuche war ein Abflachen der Kurven zu beobachten. Es kann angenommen werden, dass die tatsächliche Gasbildungsrate unter diesem angenommenen, verdoppelten Wert (nach 21 d Versuchsdauer) liegt. Durch eine Verdoppelung ergeben sich Gasbildungsraten von 10 bis $100 \text{ NI/kg}_{\text{OTR}}$. Diese Werte entsprechen etwa 2 bis 20 % der Gasbildung von beispielsweise Rohschlamm im Zulauf zur Faulung (siehe Tabelle 19). Die getroffene Annahme ist durch systematische Versuche zu überprüfen.

Tabelle 19: Vergleichswerte des Gasbildungspotentials verschiedener Substrate

Ausgangsstoff	Gasproduktion	Temperatur	Quelle
Rücklaufschlamm NA	260 l _N /kg _{oTS}	37°C	Prüfbericht Gärtest vom 12.03.2015
Rohschlamm (Zulauf Faulturm)	450 bis 480 l/kg _{oTS}	35 bis 37°C	ATV-Handbuch (1996)
Primärschlamm	370 bis 480 l/kg _{oTS}	-	MURL (1999)
Primärschlamm	500 bis 600 l _N /kg _{oTR(zu)}	-	(Dockhorn, 2010)
Überschussschlamm	200 bis 300 l _N /kg _{oTR(zu)}	-	(Dockhorn, 2010)
Gemisch PS+ÜS	400 bis 500 l _N /kg _{oTR(zu)}	-	(Dockhorn, 2010)
Wintergülle (Silagefütterung)	241 bis 314 l CH ₄ /kg flüchtige Feststoffe VS	35°C über 14 Wochen	Bericht ETH Zürich (2012)
Sommergülle (silofreie Fütterung)	35 bis 62 l CH ₄ /kg flüchtige Feststoffe VS	35°C über 14 Wochen	Bericht ETH Zürich (2012)
Gülle	37 bis 116 kg CO ₂ -e/m ³	-	(Amon, et al., 2006) in (Paulsen, et al., 2013)
Festmist	31,4 +/- 5,2 kg CO ₂ e/ t _{FM}	-	(Paulsen, et al., 2013)
Flüssigmist	32,2 +/- 18,3 kg CO ₂ e/ t _{FM}	-	(Paulsen, et al., 2013)

Die Ursachen für die deutlich geringen Gasbildungsraten im Versuch werden vor allem in der höheren Temperatur bei üblichen Gasbildungsversuchen sowie der geringen Verfügbarkeit von leicht abbaubarem Substrat im Schlamm der Schlammstapelbehälter gesehen.



Für die Versuche der Gasbildungsrate wurden parallele Versuche mit Schlammproben aus der Kläranlage AZ durchgeführt. Es wurden zwei Proben aus dem durchmischten Schlammstapelbehälter (Lagerdauer 30 d) entnommen. Für die beiden Proben wurde der Versuch parallel bei 21 bzw. 8°C im klimatisierten Labor bzw. im Kühlschrank durchgeführt. Durch die Größe des Eudiometers bzw. des Kühlschranks mussten die Versuche mit Gasbeuteln durchgeführt werden. Wie zu erwarten, lag die Gasbildungsrate der warmen Probe (21°C) nach einer Versuchsdauer von 26 d mit 38,4 NI/kg_{oTR} deutlich über dem Wert der gekühlten Probe von 22,2 NI/kg_{oTR} (ebenfalls nach 26 d). Die ermittelten Werte liegen zwischen den „stabilisierten“ und „nicht stabilisierten“ Proben der Versuchsreihe, obwohl das Schlammalter der Anlage AZ bei 43 d liegt. Dies könnte ebenfalls an der eher geringen Lagerdauer im Schlammstapelbehälter bei Probenahme von 30 d liegen.

In Tabelle 19 sind des Weiteren Literaturangaben zu mittleren errechneten Treibhausgasemissionen aus der Lagerung von Flüssig-, Festmist und Gülle zusammen gestellt. Die angegebenen CO₂-Äquivalente wurden aus direkten CH₄, N₂O und indirekten N₂O Emissionen aus NH₃ berechnet. Der Wertebereich liegt insgesamt zwischen 31 und 116 kgCO₂e/m³ bzw. t_{FM} (Paulsen, et al., 2013).

Zum überschlägigen Vergleich wurde das höchste abgeschätzte Gasbildungspotential der Anlage SN mit 100 NI/kg_{oTR} umgerechnet, was 14 kgCO₂e/m³_{KS} entspricht. Somit würden die Klimaemissionen aus den Schlammstapelbehältern noch deutlich unter den Emissionen aus landwirtschaftlichen Güllelagern liegen. Dies erscheint plausibel, da es sich bei Überschussschlamm im Vergleich zu Gülle um bereits verstoffwechselten Kohlenstoff handelt. Ferner sind die Stickstoffkonzentrationen im Klärschlamm i.d.R. deutlich geringer als in Gülle. Stickstoff kommt im Rahmen der Klimarelevanz bzgl. der Möglichkeit von Lachgasemissionen besondere Bedeutung zu (siehe Kap. 7). Außerdem ist die Zulufttemperatur zum Schlammstapelbehälter besonders im Winter i.d.R. geringer als dies bei Gülle zu erwarten ist.



4.4.3 Bewertung der ermittelten Gasbildungsrate

Der Parameter Gasbildungsrate könnte evtl. ein geeigneter Parameter zu Bestimmung der Stabilisierung darstellen, da die Fäulnisfähigkeit und damit verbunden die Geruchsbildung beziffert wird. Allerdings ist die Bestimmung des Parameters aufwändig und nicht für die Bestimmung auf (kleineren) Kläranlagen geeignet. Des Weiteren müsste eine konkrete Anpassung des Versuchs (z.B. Versuchsdauer, Randbedingungen) erfolgen. Hierzu sind weitergehende Versuche mit Überschussschlämmen und bzgl. typischer Temperaturbereiche erforderlich. Vor diesem Hintergrund haben die Ergebnisse nur orientierenden Charakter.

Die Versuche haben aber gezeigt, dass die Ergebnisse nur bedingt mit der klassischen Gasbildungsrate verglichen werden können. Es kann jedoch angenommen werden, dass eine Verdopplung der Gasbildungsrate nach 21d das Gasbildungspotential etwa richtig abschätzt.

Es hat sich gezeigt, dass die Gasbildung – v.a. bedingt durch die Temperatur und die geringe Verfügbarkeit von leicht abbaubarem Substrat in den Schlämmen – im Vergleich zu Gasbildungsrate in der mesophilen Faulung nur einem Bruchteil entsprechen.

Es war ebenfalls erkennbar, dass Schlammproben mit Schlammalter <25 d ein höheres Gasbildungspotential aufwiesen als „stabilisierte“ Proben. Eine massive Gasbildung bei „nicht stabilisierten Proben“ konnte jedoch im Rahmen der Versuche nicht beobachtet werden.

Ebenso wird ein Einfluss der Lagerdauer im Schlammstapelbehälter vermutet, was für eine Nachstabilisierung im Stapelbehälter spricht.

Aber der Einfluss der Temperatur war deutlich. Der Parallelversuch im Kühlschrank und bei Raumtemperatur ergab für den Versuch mit verminderter Temperatur nach 26 d Versuchsdauer eine Gasbildungsrate von nur etwas über 50 % verglichen mit der warmen Probe. Es wird demnach davon ausgegangen, dass die Gasemissionen im Winter deutlich geringere Gasbildungsrate aufweisen, wenn die Temperaturen im Schlammstapelbehälter unter 5°C fallen (siehe Kap. 5.10).

Die Gasbildungsversuche wurden auch durchgeführt, um die Plausibilität der berechneten Modell-Bilanzen zu überprüfen (siehe Kap. 7.1). Der Abgleich mit Literaturwerten zu Treibhausgasemissionen aus Güllegruben zeigt, dass die Emissionen aus Schlammstapelbehältern geringer sind. Dies ist plausibel und bestätigt, dass die ermittelten Gasbildungspotentiale in der richtigen Größenordnung liegen.



5 Ergebnisse der Bestandsaufnahme

5.1 Auswertung der Beispielanlagen

Die durch die Beispielkläranlagen zur Verfügung gestellten Betriebsdaten in Form von Jahresberichten und/oder ausgewählten Monatsberichten wurden einheitlich ausgewertet und daraus die vorab ausgewählten Kennwerte der Kläranlage bestimmt. Die zur Verfügung gestellten Unterlagen waren von unterschiedlichem Umfang und Qualität, dies ist bei der Gegenüberstellung der Daten zu berücksichtigen.

Die Auswertungen aller Beispielanlagen sowie Hinweise zur Auswertung sind im Anhang dargestellt. Die wichtigsten Erkenntnisse sind in den folgenden Kapiteln zusammengefasst. Im Rahmen des Projekts wurden die 13 Beispielanlagen detailliert ausgewertet.

5.2 Generelle Erkenntnisse der Ortstermine

Schlammstapelbehälter bzw. kalte Faulungen sind in Bayern weit verbreitet. Dies liegt auch an der relativ hohen Anzahl an Biofilmanlagen unter den kleineren Kläranlagen, die aus verfahrenstechnischer Sicht eine Vorklärung benötigen.

Auch Anlagen ohne Stabilisierung konnten die geforderten Ablaufgrenzwerte sicher einhalten (siehe Kap. 5.3).

Die Ortstermine haben jedoch gezeigt, dass „Stabilisierung“ weder für die Betreiber der Beispielkläranlagen noch für deren Entsorger ein Thema darstellt. Messwerte bzgl. Stabilisierung liegen oftmals nur in geringem Umfang vor (siehe Kap. 5.5). Aus den Ergebnissen der Stabilisierungsparameter werden keine Konsequenzen für eine Änderung des Betriebs gezogen.

Einige Anlagen verwerten ein Primärschlamm-/Überschussschlamm-Gemisch nach kalter Faulung landwirtschaftlich. Eine der Beispielanlagen hat dies lange Zeit mit einem benachbarten Landwirt praktiziert. Besondere Geruchsbelästigungen oder andere Probleme sind nicht bekannt.

Eine Biofilmanlage entsorgt das Primärschlamm-/Überschussschlammgemisch nach Entwässerung über eine ortsnahe solare Trocknung. Erhöhte Geruchsbelastungen sind auch hier nicht bekannt.

Keine der Beispielkläranlagen hat Absatz- bzw. Verwertungsschwierigkeiten für den zu entsorgenden Schlamm.



Von den Schlammstapelbehältern gingen immer gewisse Geruchsemissionen aus. Obwohl die nächste Wohnbebauung teilweise sehr nah war (< 100 m), liegen aber nur bei einer der Beispielanlagen Beschwerden bzgl. Geruchsemissionen vor. Es handelt sich allerdings um eine Anlage mit hohem gewerblichem Anteil, was bereits zu einer deutlich wahrnehmbaren Geruchsbelastung des Abwassers führt.

Laut Betreibern liegt keine schlechte Entwässerbarkeit der Schlämme vor.

Fast alle Anlagen verfügen trotz Ihrer geringen Größe über eine Regelung des O_2 -Gehalts, um Energie einzusparen. Dies führt vor allem in der Nacht bei geringen Zuflüssen zu langen unbelüfteten Phasen. Das aerobe Schlammalter wird hierdurch anhaltend unter die im Regelwerk geforderten 65 % abgesenkt, was einen negativen Einfluss auf die Schlammeigenschaften (ISV) haben kann. Bei den meisten Kläranlagenbetreibern wird der Energieeinsparung ein sehr hoher Stellenwert eingeräumt.

Eine energieoptimierte Fahrweise der Kläranlagen führt i.d.R. zu einer Reduzierung des für die Stabilisierung wichtigen aeroben Schlammalters. Die Betreiber betrachten i.d.R. nur das Gesamtschlammalter, das aerobe Schlammalter und dessen Wichtigkeit für die Stabilisierung sind oft nicht bekannt.

5.3 Ablaufgrenzwerte

Im Rahmen der Untersuchung wurden sehr unterschiedliche Beispielkläranlagen untersucht. Der Stabilisierungsgrad der Anlagen war ebenfalls unterschiedlich.

Die Ablaufgrenzwerte konnten auf allen untersuchten Kläranlagen sicher bis sehr sicher eingehalten werden. Wobei bei einer Anlage, die sich während der Untersuchungen noch im Anfahrbetrieb befand, die nachträglich erklärten Werte vereinzelt überschritten wurden.

Jedoch hat sich deutlich gezeigt, dass auch bei Anlagen, die über einen vermeintlich schlechten Stabilisierungsgrad verfügen, die Ablaufgrenzwerte eingehalten werden konnten.

Die gesicherte Abwasserreinigung – als Hauptaufgabe der Kläranlage – ist nicht unmittelbar an die Stabilisierung des anfallenden Klärschlammes gekoppelt. Andernfalls könnten beispielsweise Anlagen mit getrennter anaerober Schlammstabilisierung keine gesicherte Abwasserreinigung betreiben.



5.4 Arbeitssicherheit und Arbeitsaufwand

Besondere Maßnahmen Arbeitsschutz

Seitens aller Beispielkläranlagen werden keine weitergehenden Maßnahmen bzgl. des Arbeitsschutzes oder Hygiene beim Umgang mit Schlamm ergriffen. Das Betriebspersonal macht keinen Unterschied zwischen dem Umgang mit Klärschlamm bzw. Abwasser. Es gelten die Vorgaben der BioStoffV. In der Regel gibt es auch keine Veranlassung für das Betriebspersonal mit Schlamm direkt in Berührung zu kommen.

Explosionsschutz-Bereiche

Auf allen Kläranlagen waren die Rechengebäude Explosionsschutz-Bereiche. Zusätzlich waren noch auf einer Kläranlage der Pumpensumpf des Schlammstapelbehälters und auf einer weiteren Kläranlage der abgedeckte Schlammstapelbehälter Explosionsschutz (Ex)-Bereich. Auf einer Kläranlage gibt es einen Schlammstapelbehälter zur Nachbelüftung, der allerdings nicht mehr in Betrieb ist. Der Behälter ist abgedeckt und mit einer Abluftbehandlung mittels Biofilter ausgestattet. Dieser ist ebenfalls Ex-Bereich.

Die Bereiche der stationären Eindick- bzw. Entwässerungsmaschinen sind nicht als Ex-Bereiche ausgewiesen. Auf einer Kläranlage steht ein Gaswarnmessgerät für den Bereich der Zentrifuge zur Verfügung.

Hier gelten die UVV-Nr. BGR/GUV R 104, R 126 und VC5.

Arbeitsaufwand und Tätigkeiten im Bereich der Schlammbehandlung

Auch der Arbeitsaufwand für die Schlammschiene der besuchten Kläranlagen war gering. Der Arbeitsaufwand wurde zwischen 0,5 und 1,5 h/d angegeben.

Die unterschiedlichen Angaben rühren auch daher, dass die Personaldecke für den Betrieb auf den unterschiedlichen Kläranlagen auch größenbereinigt extrem unterschiedlich ist.

Der höchste tägliche Arbeitsaufwand für die Handhabung von Schlamm wurde auf der Kläranlage NA mit stationärer Eindick- und Entwässerungsmaschine mit etwa 1 bis 1,5 h/d beziffert. Die Arbeitszeit fällt v.a. für die Wartung der Eindick- und Entwässerungsmaschine an, sowie für das Einstellen der Polymerdosierung.



Bei einer weiteren Anlage mit stationärer Schlamm entwässerungsschnecke wurde der Arbeitsaufwand für den Betrieb der maschinellen Entwässerungsschneckenpresse bisher mit etwa 0,25 h/d beziffert.

Folgende Arbeiten wurden im Zusammenhang mit der Handhabung von Schlamm auf den Kläranlagen genannt: Trübwasserabzug, Wartungsarbeiten an ggfs. vorhandener Maschinenteknik, Einstellung von Hilfsmitteln, Bedienen von Rührwerken, Kalkdosierung, Vorbereitung für Nasstransport bzw. Lohnentwässerung, Reinigungsarbeiten an leeren Becken.

Der durch die Betreiber bezifferte Arbeitsaufwand für die Schlammschiene liegt deutlich unter dem Aufwand, den eine getrennte anaerobe Schlammstabilisierung erfordern würde.

Da kleinere Kläranlagen oft etwas abgelegener liegen, ist die Anfahrt mit Tanklastzügen für den Nassschlammtransport bzw. Lohnentwässerung im Winter mit erhöhtem Aufwand verbunden. Des Weiteren wurde darauf verwiesen, dass der Umgang mit Schlamm (Pumpen etc.) im Winter deutlich problematischer ist als im Sommer. Alle Beispielanlagen verzichteten daher weitgehend auf Schlamm entwässerung und/bzw. Schlammtransporte in der kalten Jahreszeit.

Die Ausbringung zur landwirtschaftlichen Verwertung erfolgt ohnehin nur während der Vegetationsperiode.

5.5 Geruchsemissionen

Geruch ist subjektiv und daher schwer zu erfassen (UBA, 2009). Eine gewisse Geruchsbelastung ist beim Umgang mit Schlamm nicht zu vermeiden. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass fast alle Anlagen angegeben haben, dass Geruchsemissionen im Bereich der Schlammstapelbehälter sowie im Bereich der mechanischen Vorreinigung auftreten. Des Weiteren kommt es durch gewerbliche Einleitungen auf einer Anlage auch zu Geruchsemissionen durch das Abwasser selbst! Schlammstapelbehälter sind also nicht die einzigen Geruchsquellen. Auf größeren Anlagen mit anaerober Faulung treten i.d.R. eine Vielzahl von Geruchsquellen auf (wie Vorklärung, Eindicker, Entwässerung etc.).

Unter den untersuchten Anlagen war nur eine Kläranlage, bei der tatsächlich Beschwerden aus der Bevölkerung vorliegen. Bei drei weiteren Anlagen kommt es nicht zu Beschwerden, es ist jedoch Gesprächsthema, wenn Geruchsemissionen auftreten. Dies hat nach Aussagen der betroffenen Kläranlagen vor allem mit den Wetter-, Luftdruck- und Windverhältnissen zu tun. Diese Anlagen befinden sich jedoch in unmittelbarer Umgebung von 30 bis etwa 200 m Luftlinie zur Bebauung.



Alle anderen Anlagen mit einem Mindestabstand zur nächsten Bebauung von 400 m bis mehrere Kilometer haben keine Schwierigkeiten bzgl. Geruchsemissionen. Auch im ATV-M 204 wird auf die Bedeutsamkeit der Entfernung der Kläranlage zur nächsten Bebauung hingewiesen. Hier wird ein sehr großer Abstand (z.B. 1.500 m) empfohlen. Genauere Angaben zu einem Mindestabstand sind nicht möglich, weil die Geruchsbelastung stark von klimatischen Bedingungen, Windverhältnisse und Topografie abhängig ist (ATV, 1997).

Überraschenderweise haben die Anlagen, die ein Gemisch aus Primärschlamm und Überschussschlamm lagern, keine erhöhten Geruchsprobleme. Eine Anlage, in der Primärschlamm und Überschussschlamm gemeinsam gespeichert wird, verbringt das Schlammgemisch in eine solare Trocknung. Auch hier sind keine ungewöhnlichen Geruchsemissionen bekannt. Evtl. könnte das große Entsorgungsintervall von zwei Jahren positiv auf die Geruchsbelastung wirken.

Teilweise wurde durch die Kläranlagen angegeben, dass „stabilisierte“ Schlämme einen „erdigeren“ Geruch aufweisen im Vergleich zu Primär-Überschussschlamm-Gemischen bzw. Schlämme mit kurzem Schlammalter. Eine geringere Intensität der Geruchsemissionen von „stabilisierten“ Schlämmen wurde nicht genannt.

Zwei der untersuchten Biofilmanlagen verwerten das anfallende Primär-Sekundärschlammgemisch landwirtschaftlich. Beide Anlagen verfügen über gültige wasserrechtliche Genehmigungen. Beide Anlagen haben keine Absatzprobleme für den Schlamm, es werden seitens der Verwerter oder Entsorger keine besonderen Anforderungen (wie z.B. Geruch, organischer Anteil etc.) an den Schlamm gestellt. Des Weiteren sind keine Geruchsprobleme bei der landwirtschaftlichen Verwertung bekannt. Eine Kläranlage hat über viele Jahre den Schlamm über einen ortsansässigen Landwirt entsorgt. Es sind keinerlei Geruchsprobleme bekannt.

Bei einigen Kläranlagen tritt gelegentlich eine Geruchsbelastung auch in 100 m Entfernung der Kläranlage bei bestimmten Wetter- und Windverhältnissen sowie gewissen Betriebsweisen auf.

In der Regel waren die Aussage und die eigene Feststellung, dass unmittelbar am Schlammstapelbehälter eine Geruchsbelastung vorliegt, auch wenn der Schlamm nicht bewegt wird. Diese Geruchsbelastung ist jedoch im Abstand von 100 m nicht mehr wahrnehmbar, außer es gibt eine ausgeprägte Windbewegung.

Sobald der Schlamm jedoch in Bewegung kommt, treten – zumindest kurzfristig – Geruchsemissionen auf. Dies ist auf im Schlamm gebildete Gase und Geruchsstoffe zurückzuführen, die bei Turbulenzen ausstripfen. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen der Gasmessungen (siehe Kap. 4.1).



Folgende Gründe führen zu einer i.d.R. temporären Erhöhung der Geruchsbelastung:

- Aufrühren der Schlammstapelbehälter (insbesondere nach längeren Zeiten ohne Rühraktivität)
- Abzug von Trübwasser und/oder Fördern von Trübwasser
- Einsatz von zusätzlichen Rührwerken
- Aerobe Nachbelüftung von Schlamm / Oberflächenbelüfter
- Pumpen / Bewegen von Schlamm z.B. bei Nassschlammabgabe
- Nennenswerte Fettanteile im Schlammstapelbehälter (Bildung von organischen Säuren)
- Entwässern von Schlamm durch Lohnentwässerung bzw. stationäre Maschinen
- Industrielle und gewerbliche Einflüsse

Um Geruchsemissionen auch im Abstand von 100 m zu vermeiden, wird es daher auf einigen Anlagen vermieden, z.B. das Rührwerk im Schlammstapelbehälter zu verwenden. Wird der Behälter nicht gerührt oder geleert, treten keine nennenswerten Geruchsemissionen auf. Besonders bei den Ortsterminen im September konnte eine eingetrocknete schwimmende Schlammdecke auf vielen Schlammstapelbehältern beobachtet werden. Hierdurch wurden die Geruchsemissionen minimiert. Auch eine Trübwasserschicht wurde auf einer Kläranlage bewusst zur Minimierung von Geruchsemissionen eingesetzt. Im Fall eines Aufrührens treten allerdings teilweise erhebliche Gas- und somit Geruchsemissionen auf. Auf dem Schlammstapelbehälter der Kläranlage SN konnten sogar Tomatenpflanzen mit Tomaten bestaunt werden (siehe Kap. 6.4.5).

Auf einer Kläranlage wird Kalk in die Schlammstapelbehälter dosiert, um die Geruchsbildung zu reduzieren. Diese pH-Wert-Anhebung (Ziel pH > 9) soll die biologische Aktivität unterbinden. Bei einer weiteren Kläranlage wurde durch die Zugabe von Kalk keine Verbesserung der Geruchsproblematik festgestellt. Die bei beiden Beispielanlagen zugegebenen Mengen an Kalk sind zu gering, um den pH-Wert ausreichend anzuheben. Es wird keine chemische Stabilisierung erreicht (siehe Kap. 4.3.10).

Es wurde auch die Aussage getroffen, dass die Lagerdauer des Schlammes einen positiven Effekt auf die Geruchsemissionen hat.

Der entwässerte Schlamm der Kläranlage NA (TR < 20 %) zeigt kein nennenswertes Geruchspotential mehr, die Ergebnisse der durchgeführten Gasmessungen haben sich von der Umgebungsluft nicht unterschieden. Dies ist auch eine Erfahrung bei Anlagen mit entwässertem Faulschlamm aus der mesophilen Faulung.

Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass Faulschlamm aus größeren Kläranlagen mit getrennter, anaerober Stabilisierung ein erhebliches Geruchspotential aufweist, solange der Schlamm nicht entwässert ist. Dies wird u.a. auf die im Faulschlamm höheren HAc-Werte zurückgeführt (siehe Kap. 4.1.3).

Eine komplette Unterbindung der Geruchsemissionen wird es bei der Handhabung von Schlamm nicht geben. Die Interpretation der Definition der Stabilisierung im Hinblick auf die Vermeidung von Emissionen erscheint schwierig.

Eine Überschreitung von Grenzwerten nach TA Luft ist nicht zu befürchten.

Eine Möglichkeit wäre die Forderung nach abgedeckten Schlammstapelbehältern. Dies ist jedoch nur sinnvoll in Verbindung mit einer technischen Be- und Entlüftung sowie einer erforderlichen Abluftbehandlung. Der Energiebedarf für Abluftbehandlung kann zwischen 0 und 5 kWh/(EW*a) betragen (UBA, 2008). Die sich bildende korrosive Atmosphäre im Schlammstapelbehälter erfordert jedoch besondere Betoneigenschaften/Beschichtungen. Die Gasmessungen an der Kläranlage SG haben gezeigt, dass ohne Abluftbehandlung Methankonzentrationen im Bereich der unteren Explosionsgrenze möglich sind (siehe Kap. 4.1.2). Es wird daher vermutet, dass abgedeckte Speicher zum EX-Schutzbereich (Zone 0) gehören und somit die gesamte technische Ausrüstung entsprechend erforderlich wird. Dies ist in der Regel mit erheblichen Kosten gegenüber der Standardausrüstung verbunden. Ein weiterer Nachteil ist die schlechtere Kontrolle, da eine Sichtprüfung nicht mehr möglich ist. Durch abgedeckte Behälter sind deutlich erhöhte Kosten bzgl. Investition und Betrieb zu erwarten. Es besteht weiter die Gefahr, dass abgedeckte Behälter aufgrund des erschwerten Betriebs wieder außer Betrieb genommen werden.



Abbildung 28: Korrosion am Trübwasserschacht des geschlossenen Schlammstapelbehälters der Anlage SG, am 28.09.2015



Der abgedeckte Speicher in SG konnte die Geruchsemissionen bei geschlossenen Öffnungen tatsächlich weitgehend verhindern. Es wurde jedoch beobachtet, dass H_2S durch die gute Löslichkeit über den Trübwasserabzug transportiert wird. Bereits nach wenigen Monaten nach der Inbetriebnahme sind massive Korrosionsspuren an Gittern zu sehen. Diese liegen auf einem Absturzschaft in dem durch hohe Turbulenz H_2S aus dem Trübwasser freigesetzt wird (siehe Abbildung 28).

Die Beispielkläranlage NA besitzt auch einen Schlammstapelbehälter mit Abdeckung. Dieser wurde aber bereits stillgelegt, da Schwierigkeiten mit der Einsehbarkeit des Behälters und damit auch mit der Kontrolle der Schlammkonsistenz entstanden.

Ebenfalls auf der KA NA war in der Vergangenheit ein Verteilerbecken (Abwasser) aufgrund der Geruchsbelastung durch problematisches, gewerbliches Abwasser abgedeckt. Die Korrosionsschäden im oberen Rand des Betons sind deutlich sichtbar. Durch die gute Löslichkeit von H_2S , N_2O und CO_2 werden Gase auch mit der Wasser-/Schlammphase transportiert und gasen an anderer Stelle unkontrolliert aus.

Ein Schlamm Speicher auf der Kläranlage NT ist zwar abgedeckt, verfügt allerdings über große, dauerhaft offene Aussparungen. Die Geruchsemissionen glichen denen offener Speicher. Es wurden an den Öffnungen leicht erhöhte Gasemissionen gemessen (siehe Kap. 4.1.2). Diese Variante wird wegen der schlechten Sichtkontrolle ebenfalls nicht empfohlen.

Abgedeckte Speicher sollten auf Grund der erhöhten Kosten und den erschwerten Betriebsbedingungen in Kombination mit möglicher Korrosion nach Möglichkeit vermieden werden. Eine Abluftbehandlung wäre in jedem Fall vorzusehen.

Die im Rahmen der Ortstermine gemachten Erfahrungen würden eine derartige Forderung aus jetziger Sicht nicht rechtfertigen.

5.6 Rückbelastung Stickstoff

Die Messungen im Rahmen der Laborversuche haben unterschiedlich hohe Stickstoffkonzentrationen in Trübwasser der Schlammstapelbehälter gezeigt. Maximale Konzentrationen lagen im Bereich von 300 mgNH₄-N/l.

Auf manchen Anlagen werden Einleitungen von Trübwasser und Zentrat aus der Lohnentwässerung kritisch angesehen. Die Probleme werden aber durch eine langsame Dosierung der Abwässer in die Belebung gelöst. Wird auf die stoßweise Zugabe großer Mengen verzichtet, sind keine Probleme aus Rückbelastungen bekannt. Bei manchen Anlagen sind noch nie Rückbelastungsprobleme aufgetreten. Evtl. wurde aber immer Trüb- oder Zentratwasser nur dosiert zugegeben.

Es wird vermutet, dass vor allem bei langen Lagerzeiten erhöhte Ammoniumstickstoffkonzentrationen auftreten.

Eine der Beispielanlagen mit kontinuierlicher statischer Entwässerung verfügt nicht über einen Zentratspeicher. Eine nennenswerte Rückbelastung ist bisher nicht aufgetreten.

Verglichen mit den üblichen Rückbelastungen aus der Entwässerung getrennt, anaerob stabiler Schlämme, treten nur sehr geringe Rückbelastungen auf, die i.d.R. keine Probleme verursachen. Dies gilt, wenn ein Filtrat- bzw. Zentratspeicher vorhanden ist.

5.7 Schlammanfall

Abbildung 29 zeigt eine Auswertung des mittleren Überschussschlammanfalls der Beispielanlagen auf Basis der entsorgten Schlammengen und der mittleren Belastung (EW₁₂₀). Nach A 131 liegt die spezifische Schlammproduktion für einstufige Kläranlagen je nach Schlammalter und Feststoffgehalt im Zulauf im Bereich von 0,53 bis 1,27 kg_{TS}/kg_{BSSB5} (DWA-A 131, 2000). Für Anlagen mit einem Schlammalter von 25 d und Standard-Zulaufbedingungen kann bei einer spezifischen Schlammproduktion von 0,89 bis 1,01 kg_{TS}/kg_{BSSB5} entsprechend ein spezifischer Schlammanfall von 55 und 61 g_{TS}/(EW₁₂₀*d) abgeleitet werden. Laut DWA-M 368 kann jedoch ein spezifischer Schlammanfall von 49 g_{TS}/(EW₁₂₀*d) angenommen werden (siehe Abbildung 29).

In der Abbildung ist der Wert von 60 g_{TS}/(EW₁₂₀*d) als Referenzlinie eingezeichnet. Die meisten der Beispielanlagen liegen etwas unter dem Referenzwert. Die Anlagen NA und NT liegen deutlich darüber, was in einem Fall durch den hohen gewerblichen Anteil, bei der anderen Anlage durch den andauernden Anfahrbetrieb der Anlage erklärt werden kann (siehe Anhang).

Zwei weitere Anlagen weisen einen sehr geringen spezifischen Überschussschlammanfall auf. Es handelt sich um Biofilmanlagen, die über eher teichartige Absetzbecken verfügen; Schlammabtrieb aus diesen Beckenformen ist nicht auszuschließen.

Besonders bei Anlagen, die die beiden Funktionen, Schlammabsetzen und Schlamm speichern, in einem Becken ausführen, sind Schlammverluste z.B. bei Starkregenereignissen bekannt. Diese Ereignisse geschehen meist unbemerkt.

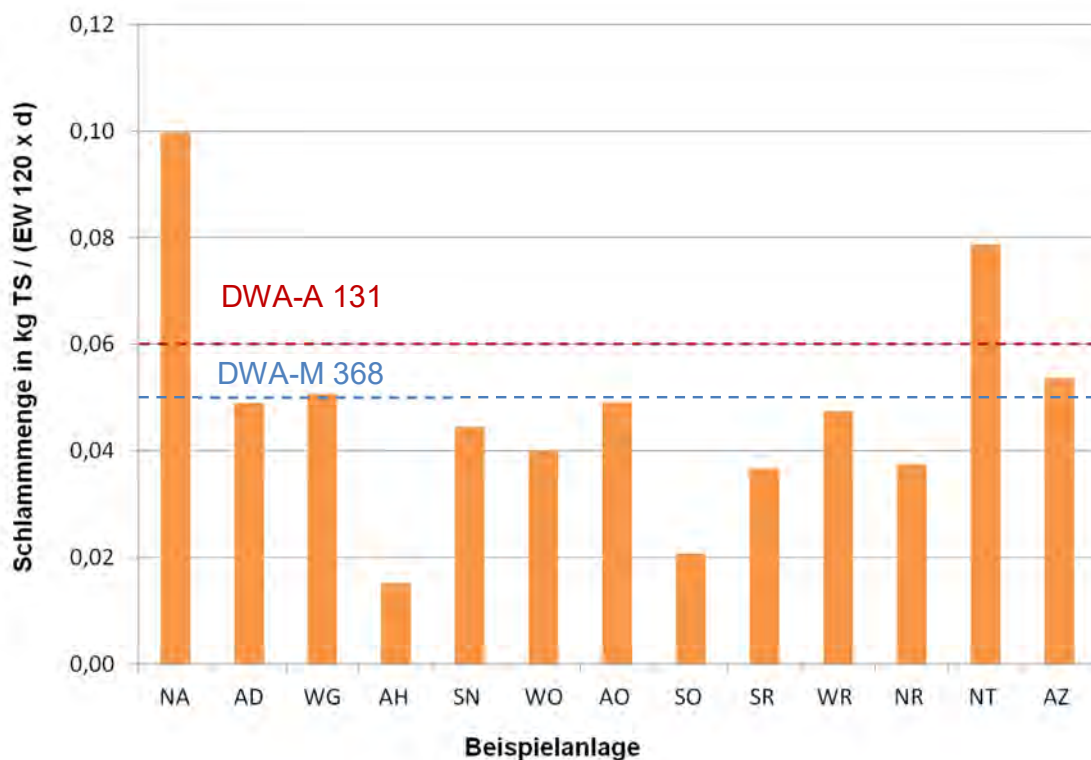


Abbildung 29: Mittlerer Überschussschlammanfall aller Beispielanlagen, 2015

5.8 Stromverbrauch

Die aerobe Schlammstabilisierung wird mit vergleichsweise hohen Stromverbrauchswerten in Verbindung gebracht. Ein hoher Anteil (deutlich über 50 %) wird hiermit durch die Belüftung der Belebung verursacht. Der spezifische Gesamt-Stromverbrauch der Beispielanlagen bezogen auf die mittlere IST-Belastung EW_{120} liegt beim größten Teil aller Anlagen etwas über dem jeweiligen Toleranz- und Zielwert nach (Baumann & Roth, 2008) (siehe Abbildung 30).

Die Toleranz- und Zielwerte betragen für die simultan aerob stabilisierenden Belebungsanlagen der GK 2: 45 bzw. 28 kWh/(EW_{120}^*a), für GK 3: 38 bzw. 23 kWh/(EW_{120}^*a) und für GK 4: 34 bzw. 20 kWh/(EW_{120}^*a). Für Tropfkörperanlagen der GK 2 gelten 25 bzw. 17 kWh/(EW_{120}^*a), für Scheibentauchkörper der gleichen GK 23 bzw. 18 kWh/(EW_{120}^*a).

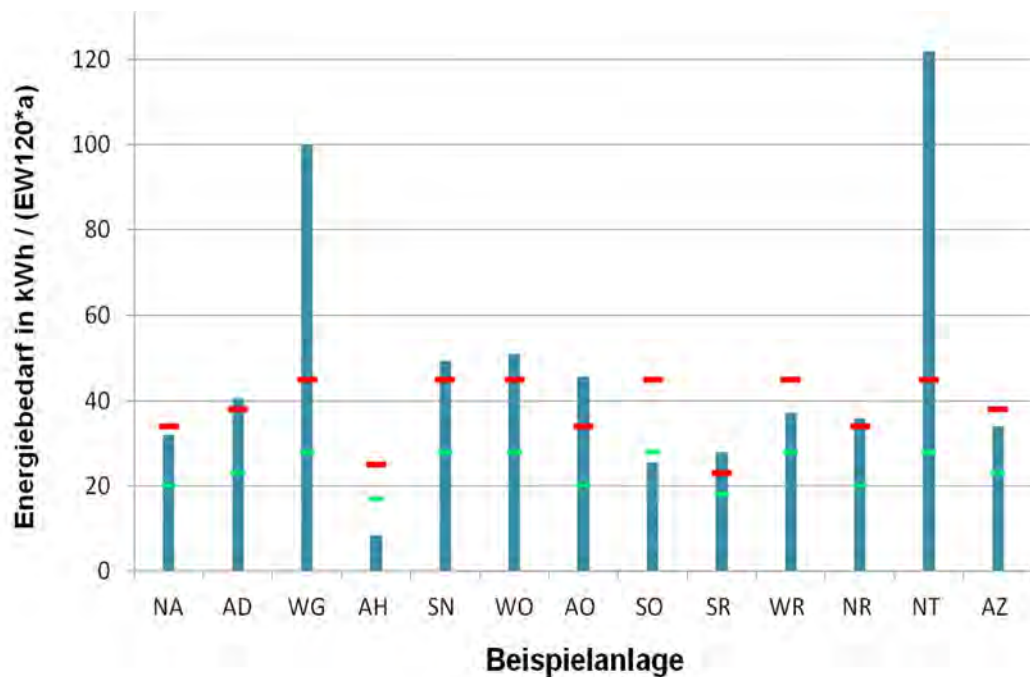


Abbildung 30: Mittlerer Gesamt-Stromverbrauch aller Beispielanlagen mit Darstellung der Toleranz und Zielwerte nach (Baumann & Roth, 2008)

Deutliche Abweichungen nach oben zeigen nur die Anlagen WG und NT. Die Anlage AH (Biofilm) liegt mit Abstand am geringsten. Der IST-Wert liegt unter dem Zielwert, was unplausibel ist. Es ist zu berücksichtigen, dass bei dieser Anlage keine Messungen des CSB-Wertes im Zulauf zur Anlage vorliegen, sondern diese aus den Werten Ablauf-Vorklärung rückgerechnet wurden. Evtl. ist die CSB-Zulaufbelastung überschätzt, was zu einem zu geringen spezifischen Stromverbrauch führt.



Ein durchgehender Zusammenhang zwischen Schlammalter und Stromverbrauch konnte nicht hergestellt werden, wengleich die o.g. Anlagen WG und NT durchaus hohe Schlammalter aufweisen.

Die Anlage SO befindet sich erst seit Mitte 2014 im Regelbetrieb, was evtl. den sehr geringen spezifischen Stromverbrauch erklärt.

Durch eine Verlängerung der Belüftungszeiten zur Erhöhung des aeroben Schlammalters, das ja bei fast allen Anlagen als nicht ausreichend bezeichnet werden kann (siehe Abbildung 33), würde der Stromverbrauch nach oben gehen und die Toleranzwerte würden überschritten.

Es ist daher denkbar, dass die Vorgaben für die Toleranz- und Zielwerte ohne Berücksichtigung des Verfahrensziels „Schlammstabilisierung“ festgelegt wurden.

Es hat sich gezeigt, dass auch die kleineren Anlagen über Regelungen der Sauerstoffzufuhr mittels Redoxpotenzial und/oder $\text{NH}_4\text{-N}$ verfügen, die sich vor allem an einer Minimierung des Energiebedarfs bei Einhaltung der Ablaufgrenzwerte orientieren. Dies ist auf energieoptimierte Betriebsweisen zurückzuführen. Diese intelligenten Regelungen führen jedoch meist zu einer Reduktion des aeroben Schlammalters und sind kontraproduktiv bezüglich der Schlammstabilisierung. Besonders nachts wird hier über mehrere Stunden nur sehr wenig belüftet, da nur geringe Frachten anfallen.

5.9 Gesamtschlammalter und aerobes Schlammalter

In Abbildung 31 ist das errechnete IST-Schlammalter der Beispielkläranlagen dargestellt. Es ist zu berücksichtigen, dass für die Berechnung des IST-Schlammalters die Mittelwerte der Belastung aus den Jahresberichten zu Grunde gelegt wurden. Es wird deutlich, dass sieben Anlagen im Mittel das für die simultane aerobe Schlammstabilisierung geforderte Gesamtschlammalter von 25 d erreichen. Teilweise lag das IST-Schlammalter deutlich über dem Schlammalter, das von den Kläranlagen ursprünglich angegeben wurde. Die Biofilmanlagen (biologische Stufe) weisen kein Schlammalter auf und liegen per Definition deutlich über 25 d (Referenzlinie).

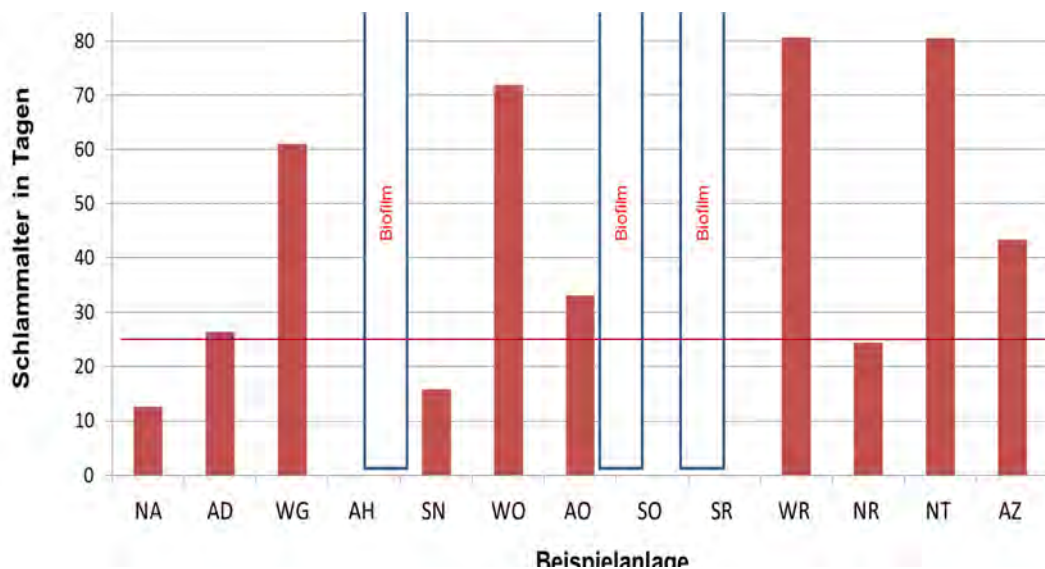


Abbildung 31: Gesamtschlammalter (IST, Medianwerte) aller Beispielanlagen mit Darstellung der 25-Tage-Linie, 2015

Oftmals wird das Gesamtschlammalter als Einstufungsmerkmal für den Stabilisierungsgrad einer Anlage angeführt. Das Merkblatt Nr. 4.7/11 weist darüber hinaus ausdrücklich darauf hin, dass - trotz Stickstoffelimination - Mindestbelüftungszeiten eingehalten werden müssen. Es wird gefordert, dass die räumlichen/zeitlichen Anteile der belüfteten Phasen 65 bis 70 % nicht unterschritten werden dürfen (LfU 4.7/11, 2004).

Auch das DWA Merkblatt M 368 schreibt fest, dass ein Schlammalter von 25 d bei Kläranlagen mit Stickstoffelimination ausreicht, wenn mindestens 65 % Belüftung im Belebungsbecken eingehalten werden (DWA-M 368, 2014). Eine Mindest-Belüftung von 65 % führt zu einem aeroben Schlammalter von 16 d. Auch wenn ein aerober Anteil von mind. 65 % gefordert wird, haben die Ortstermine gezeigt, dass v.a. durch Energieeinsparmaßnahmen und die Regelung der Gebläse (z.B. Regelung über Ammoniumgehalt oder Redoxpotential) der tatsächliche aerobe Anteil oft deutlich unter 50 % liegt.

Ein geringes aerobes Schlammalter stellt sich insbesondere bei Teilbelegung der Becken mit Belüftereinrichtungen sowie bei längeren Belüftungspausen (u.a. durch Regelungssysteme) ein.

Das Arbeitsblatt DWA-A 226 weist explizit darauf hin, dass besonders bei Anlagen mit intermittierender Belüftung auf eine ausreichende Belüftungsdauer von 65 bis 70 % der Gesamtzeit zu achten ist. Bei hohen anoxischen Anteilen ist keine ausreichende Schlammstabilisierung mehr möglich. Zusätzlich besteht die Gefahr einer Blähschlamm-Bildung (DWA-A 226, 2009). Für Anlagen zwischen 1.000 EW und 5.000 EW wird ein belüfteter Anteil von < 50 % als nicht zulässig erachtet. Der Zusammenhang zwischen Temperatur, belüftetem Anteil und Stabilisierung ist in Abbildung 32 dargestellt.

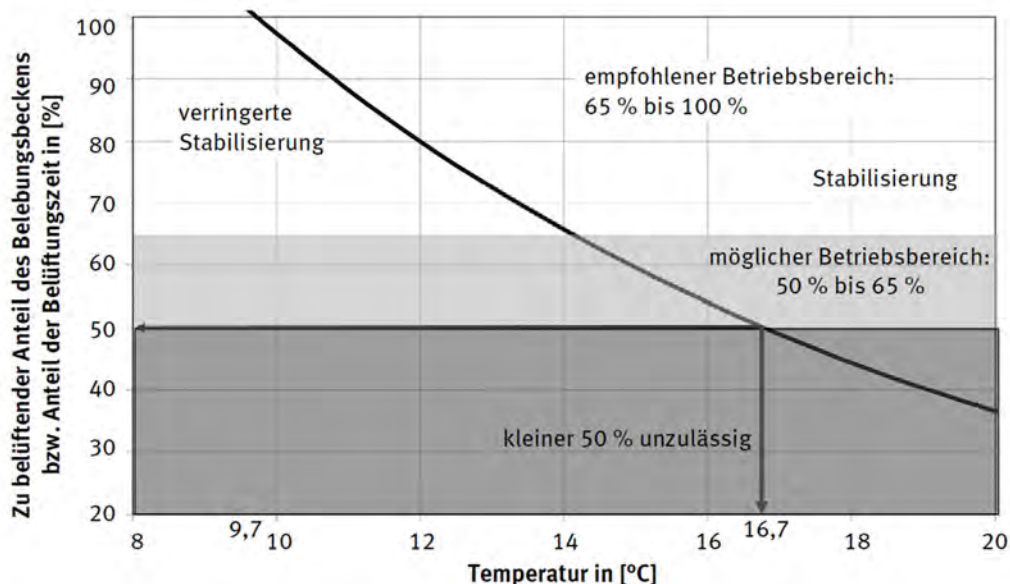


Abbildung 32: Belüfteter Anteil des Belebungsbeckens bzw. anteilige Belüftungszeit in Abhängigkeit von der Temperatur im Belebungsbecken bei 100 % Auslastung für aerobe Schlammstabilisierung, Nitrifikation und Denitrifikation (DWA-A 226, 2009)

Nur drei aller Beispielanlagen überschreiten das rechnerisch erforderliche, aerobe Schlammalter von 16 d (Abbildung 33). Die Biofilmanlagen wurden in dieser Betrachtung ausgenommen.

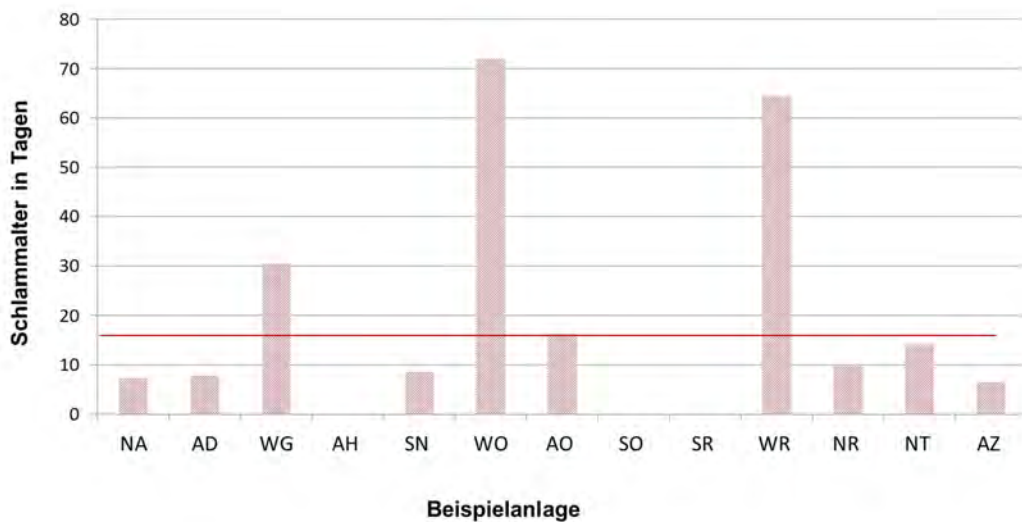


Abbildung 33: Aerobes Schlammalter aller Beispielanlagen mit Darstellung der 16-Tage-Linie, 2015

Die Auswertung der Beispielanlagen zeigte eine Korrelation zwischen den beiden Parametern aerobes Schlammalter und Atmungsaktivität des Belebtschlammes aus den Laboruntersuchungen (Abbildung 34). Tendenziell ist zu erkennen, dass die Atmungsaktivität mit zunehmendem aeroben Schlammalter sinkt. Der Bezugsgröße aerobes Schlammalter bzw. dem belüfteten Anteil im Belebungsbecken kommt daher eine sehr wichtige Rolle zu.

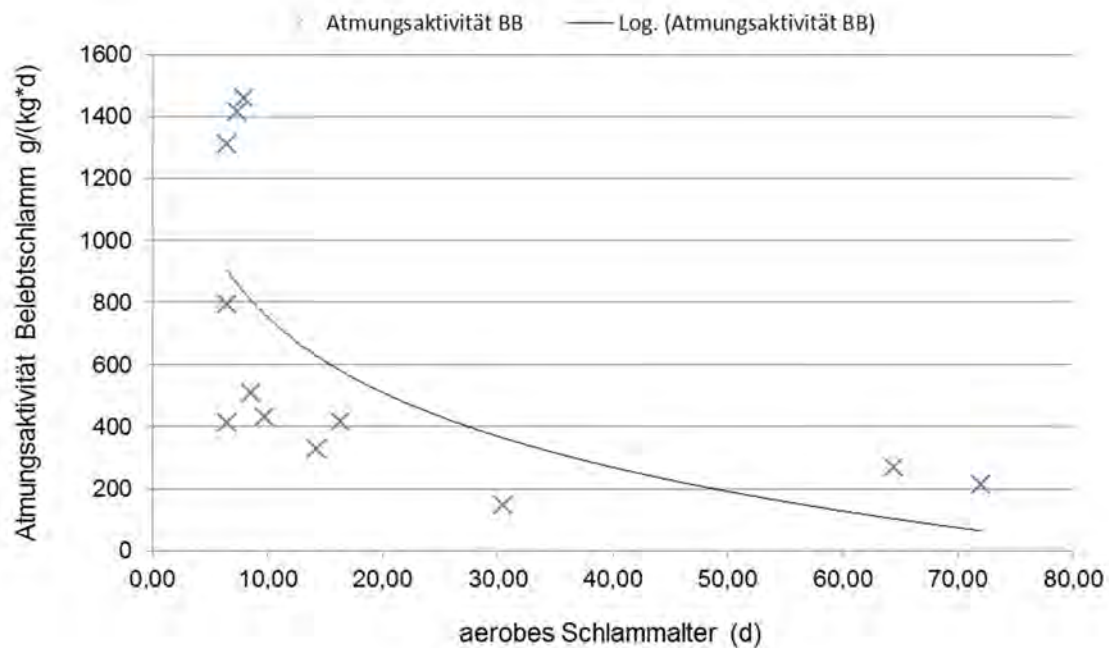


Abbildung 34: Korrelation zwischen Atmungsaktivität im Belebungsbecken ($\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$) und dem aeroben Schlammalter (d) in der jeweiligen Beispielanlage, 2015

Es ist jedoch zu beachten, dass bei der Messung der Atmungsaktivität im Labor mit einer Ausnahme alle Proben aus der Belebung mit Werten zwischen 146 und $1.460 \text{ g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ eindeutig über der Grenze für Stabilisierung von $100 \text{ g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ liegen. Somit würde keiner der untersuchten Schlämme aus der biologischen Stufe als stabilisiert nach den Kriterien des LfU 4.7/11 (2004) gelten.

Die höchste Atmungsaktivität konnte, wie erwartet, in Schlämmen mit einem aeroben Schlammalter kleiner 25 d gemessen werden. Die Kläranlagen WO und WR dagegen, die beide ein rechnerisches, aerobes Schlammalter von rund 70 d aufweisen, liegen über der Stabilisierungsgrenze der Atmungsaktivität.

Die Laborergebnisse haben gezeigt, dass für alle Beispielanlagen der Stabilisierungsgrad der Proben aus dem Schlammstapelbehälter besser war, als für die Proben aus der biologischen Stufe, teilweise sogar deutlich.

Es ist bekannt, dass auch Anlagen mit simultaner aerober Stabilisierung oftmals keinen zufriedenstellenden Stabilisierungsgrad erreichen, wenn der Stickstoffentfernung hohe Priorität eingeräumt wird. Bei Anlagen, die auf Denitrifikation optimiert sind und entsprechend lange Belüftungspausen aufweisen, darf eine gleichzeitige Stabilisierung nach Nowak im Allgemeinen erst über einem Schlammalter von etwa 60 d erwartet werden (Nowak, et al., 2002). Auch in der DWA-M 368 (2014) wird angegeben, dass simultan aerob stabilisierende Anlagen nur einen mäßigen Stabilisierungsgrad aufweisen.

5.10 Schlammstapelbehälter

Im Rahmen der Ortstermine wurde festgestellt, dass die Temperaturen in den Schlammstapelbehältern unter den Temperaturen des Abwassers lagen. Dies liegt v.a. an der diskontinuierlichen Beschickung im Gegensatz zur biologischen Stufe, ist jedoch stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängig (z.B. Beschattung, ober- oder unterirdische Aufstellung, Größe der Oberfläche). Auf der Kläranlage AZ lag die Temperatur im Schlammstapelbehälter im Juli noch bei 16°C, im September bei 19°C.

Der Temperaturverlauf im Schlammstapelbehälter der Anlage NR ist in folgender Abbildung 35 dargestellt.

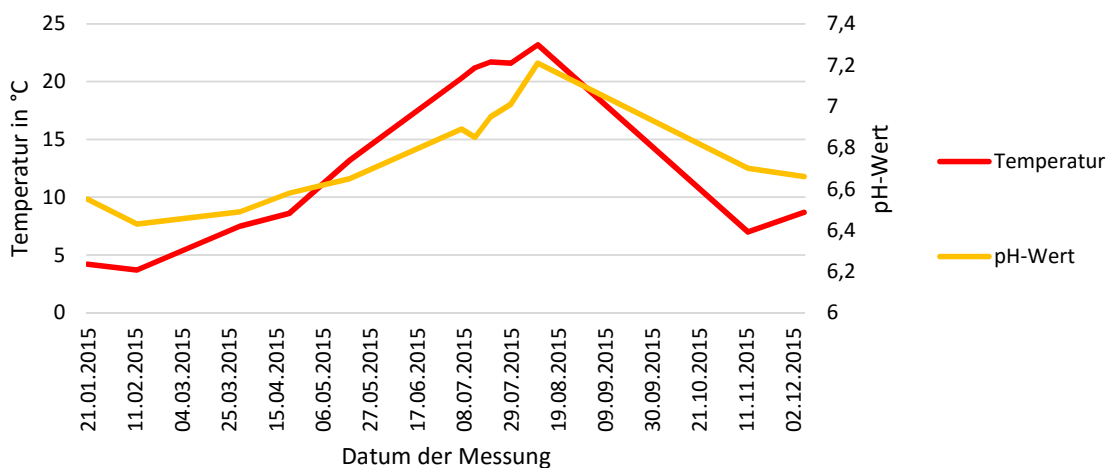


Abbildung 35: Temperaturverlauf und pH-Wert im Schlammstapelbehälter der Kläranlage NR im Jahr 2015

Es wird deutlich, dass erst im März die Temperatur über 5°C gestiegen ist. Ein Maximum von knapp über 20°C wurde im August erreicht. Hierbei ist der in Deutschland besonders warme Sommer 2015 zu berücksichtigen. Es kann davon ausgegangen werden, dass in den meisten Schlammstapelbehältern Temperaturen zwischen 5 und 20°C typischerweise auftreten.

Um die Abbauprozesse im Schlammstapelbehälter genauer zu betrachten, wurde auf der Kläranlage AZ von Dezember 2014 bis Dezember 2015 ein Betriebsversuch durchgeführt. Hierbei wurde Überschussschlamm in zwei 60 l-Kunststofffässern gefüllt und über den Verlauf eines Jahres beobachtet. Ein Fass wurde im Rechengebäude aufgestellt, das andere im Freien. Der Schlamm wurde zweimal die Woche umgewälzt und der Glühverlust bestimmt. Bei starker Eisbildung im Winter wurde nicht gerührt. Es erfolgte nur eine einmalige Beschickung zu Versuchsbeginn.

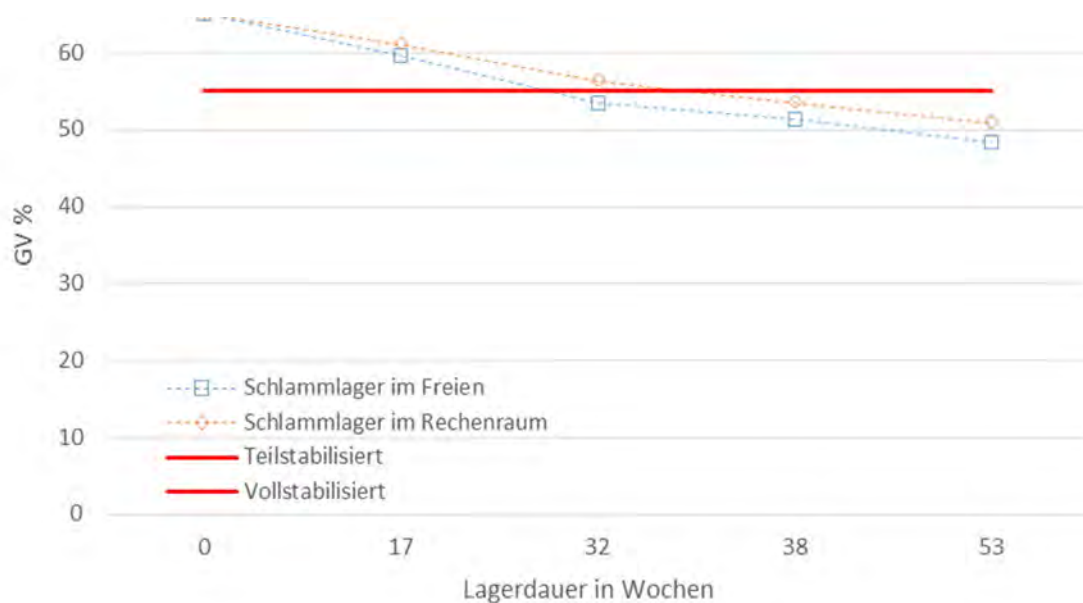


Abbildung 36: Veränderung des Glühverlustes im Experiment der Kläranlage AZ über die Dauer von November 2014 bis Dezember 2015

Es wird deutlich, dass der Glühverlust kontinuierlich von ursprünglich 65 % abgenommen hat und bereits nach etwa 6 Monaten (entsprechend 26 Wochen) eine Vollstabilisierung von etwa 55 % erreicht. Über das komplette Jahr wurde ein Abbau bei diesem Versuch festgestellt. Es ist zu berücksichtigen, dass – anders als im Schlammstapelbehälter – keine kontinuierliche Beschickung erfolgte.

Auch auf der Kläranlage NR (siehe Anhang) wird regelmäßig der Glühverlust im Rohschlamm bzw. im Schlammstapelbehälter gemessen. Der aus der Vorklärung abgezogene Primär- und Überschussschlamm mit einem Medianwert von 76 % muss als nicht stabilisiert eingestuft werden. Der Glühverlust im Schlammstapelbehälter weist mit einem Medianwert von 61 % deutlich geringere Glühverluste auf. Bis auf zwei Werte konnten alle Messungen im Speicher nach dem Kriterium „Glühverlust“ als teilstabilisiert eingestuft werden.

Somit bestätigt sich, dass durch ausreichend lange, getrennte Lagerung eine Nachstabilisierung erreichen kann (Nowak, et al., 2002). Diese Tatsache kann bei der Auslegung einer Belebungsanlage zur simultanen aeroben Schlammstabilisierung nach (DWA-A 131, 2000) berücksichtigt werden. Das Arbeitsblatt gestattet eine Verringerung des Schlammalters auf 20 d, falls Becken mit einjähriger Aufenthaltsdauer des flüssigen Klärschlammes zur anaeroben Nachstabilisierung existieren.

Die Auswertung der Beispielanlagen zeigte eine Abhängigkeit zwischen Lagerdauer im Schlammstapelbehälter zum Zeitpunkt der Probenahme und dem ermittelten Glühverlust des Schlammes (Abbildung 37).

Bei hohen Lagerdauern wurden geringe Glühverluste gemessen. Im Bereich der üblichen Lagerdauern von wenigen Monaten oder Wochen (siehe auch Kap. 3.2) ergibt sich noch keine Korrelation.

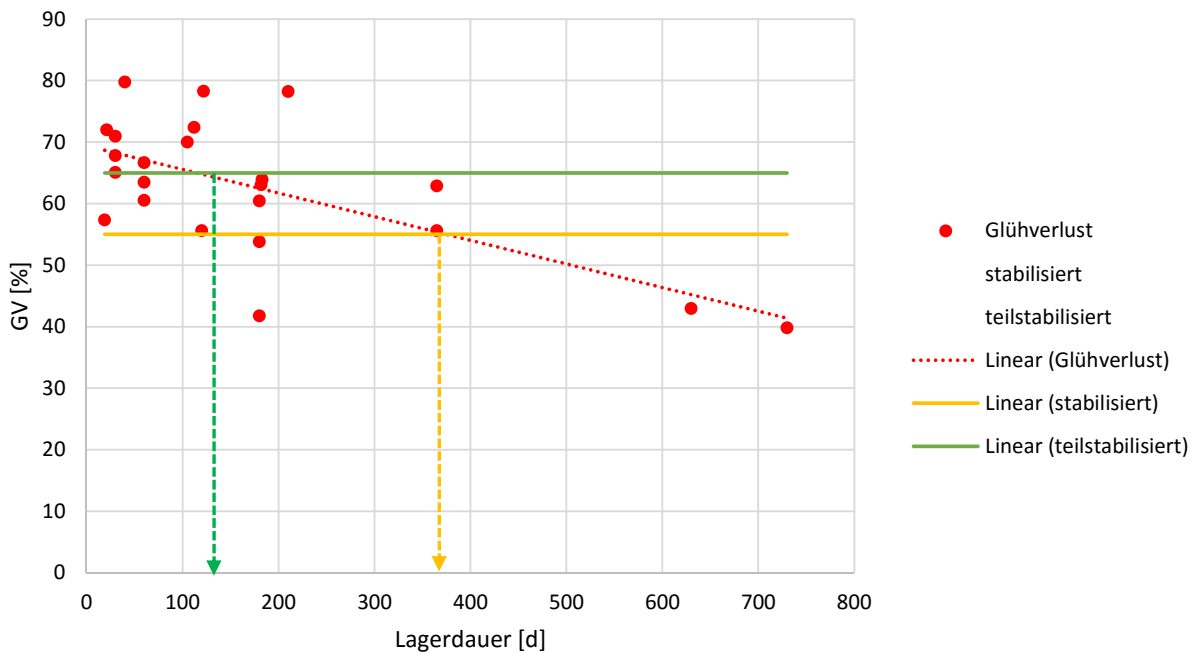


Abbildung 37: Abhängigkeit zwischen dem Glühverlust des Schlammes in den Schlammstapelbehältern und der Lagerdauer des Schlammes bei der Probenahme (d) im Abhängigkeit zur letzten Leerung des Behälters, 2015

Anhand der Untersuchung der Beispielanlagen kann ab etwa 120 d eine Teilstabilisierung festgestellt werden. Eine Vollstabilisierung wird erst nach etwa einem Jahr erreicht. Es muss jedoch beachtet werden, dass Schlämme verschiedener Anlagen nur bedingt vergleichbar sind. Besonders bei dem Kriterium des Glühverlustes spielen Faktoren wie beispielsweise das Vorhandensein einer Vorklärung oder eines Sandfangs eine große Rolle.

Für die Stabilisierungsparameter Atmungsaktivität und TTC-Test konnte keine Korrelation zur Lagerdauer festgestellt werden (siehe Abbildung 38). Jedoch wird auch hier deutlich, dass ab einer Lagerdauer von etwa 210 d alle Proben vollstabilisiert waren (50). Es ist weiter zu beachten, dass die Probedichte ab einer Lagerdauer von 200 d deutlich abnimmt, was zu einer Verfälschung der Ergebnisse führen könnte.

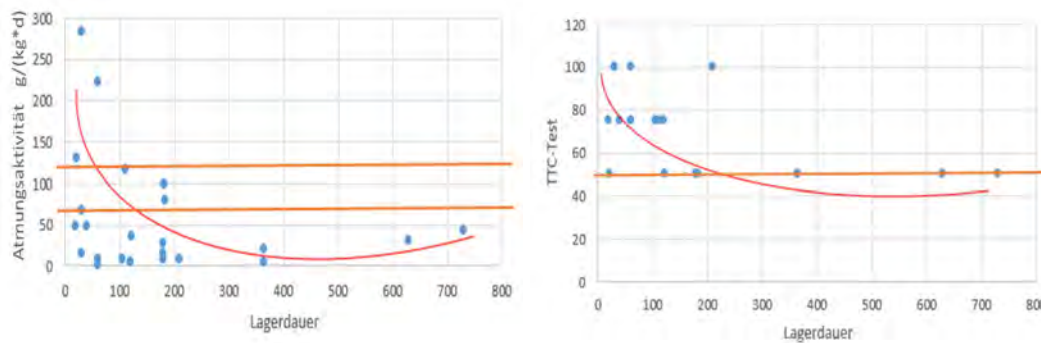


Abbildung 38: Atmungsaktivität bzw. TTC-Test des Schlammes in den Schlammstapelbehältern in Abhängigkeit von der Lagerdauer seit der letzten Leerung des Behälters bis zur Probenahme in Tagen, 2015

Auch bei den organischen Säuren waren ab einer Lagerdauer von etwa 200 d seit der letzten Leerung nur noch Werte unter 100 mg/l messbar (siehe Abbildung 39).

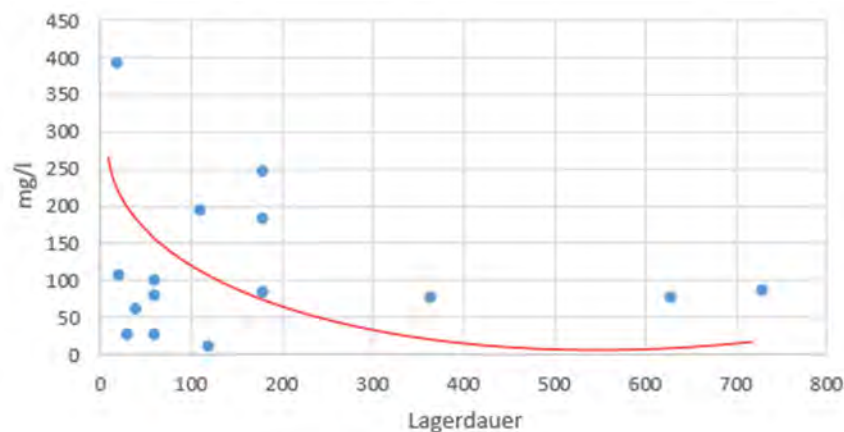


Abbildung 39: Organische Säuren gemessen als HAC-Test des Schlammes in den Schlammstapelbehältern in Abhängigkeit von der Lagerdauer des Schlammes bei der Probenahme (d) zur letzten Leerung des Behälters, 2015

Der Essigsäure-Gehalt nach Niemitz wird unter anderem für die Einstufung des Stabilisierungsgrades von Faulschlamm verwendet. Werte unter 100 mg/l gelten als voll stabilisiert (Dichtl & Eck-Düpont, 1986).



Demnach konnte eine zunehmende Stabilisierung im Schlammstapelbehälter beobachtet werden. Es ist zu beachten, dass die tatsächliche Lagerdauer einer Mischung unterschiedlicher Lagerdauern entspricht. Bei täglichem Überschussschlammabzug und einer Lagerdauer von beispielsweise sechs Monaten sind am Tag der Leerung Schlammanteile mit einer tatsächlichen Aufenthaltszeit im Schlammstapelbehälter von sechs Monaten vorhanden, jedoch auch Schlammanteile, die erst einen Tag Aufenthaltszeit aufweisen. Eine der Beispielkläranlagen verfügt über zwei getrennte Schlammstapelbehälter, die in Reihe beschickt werden. Der Schlamm wird erst in den zweiten Behälter gepumpt, wenn der erste Behälter gefüllt ist und kein Trübwasserabzug mehr möglich ist. Anschließend wird der zweite Behälter bis zur jährlichen Entsorgung nicht mehr mit frischem Schlamm beschickt. Laut Aussage des Betriebspersonals zeigt der Schlamm aus Behälter 2 nach einigen Monaten eine schwärzliche Färbung. Bei der Entsorgung des Schlammes sind die Geruchsemissionen minimal.

Im ATV-Handbuch „Klärschlamm“ wird die Stabilisierungsgrenze für unbeheizte Faulräume mit 120 d Faulzeit, für Emscherbecken mit 60 d Faulzeit und für beheizte Faulräume mit 10 bzw. 20 d Faulzeit angegeben (ATV, 1996).

Bezogen auf die untersuchten Beispielanlagen würden demnach viele Anlagen auch durch die Lagerung des Schlammes in Schlammspeichern eine Stabilisierung erreichen.

Um die Veränderung im Schlammstapelbehälter (Überschussschlamm ohne Primärschlammanteile) genauer untersuchen zu können, wurde der Schlammstapelbehälter der Beispielkläranlage AZ innerhalb von sechs Monate fünfmal beprobt. Die erste Beprobung im Frühjahr konnte noch kurz vor der halbjährlichen Entleerung des Schlammstapelbehälters erfolgen. Die letzte Probenahme fand Anfang Oktober kurz vor der zweiten Entleerung statt. In der Abbildung 40 ist der Vergleich der Stabilisierungskriterien TTC-Test, Atmungsaktivität und Glühverlust graphisch dargestellt.

Bei der ersten Beprobung am Ende der halbjährigen Lagerdauer im Winterhalbjahr war der Schlamm nicht so gut stabilisiert wie bei der letzten Probenahme im Sommerhalbjahr, obwohl die gleiche Lagerdauer vorangegangen ist. Dies deutet ebenfalls auf die Temperaturabhängigkeit des Stabilisierungsprozesses hin. Nach einer sechsmonatigen Lagerdauer im Sommer ist der Schlamm nach allen drei Parametern voll stabilisiert. Zu Beginn der Lagerdauer waren noch alle drei Stabilisierungskriterien nicht erfüllt.

Über das Entleerungsintervall erfolgt demnach eine Nachstabilisierung des Schlammes (siehe Abbildung 40).

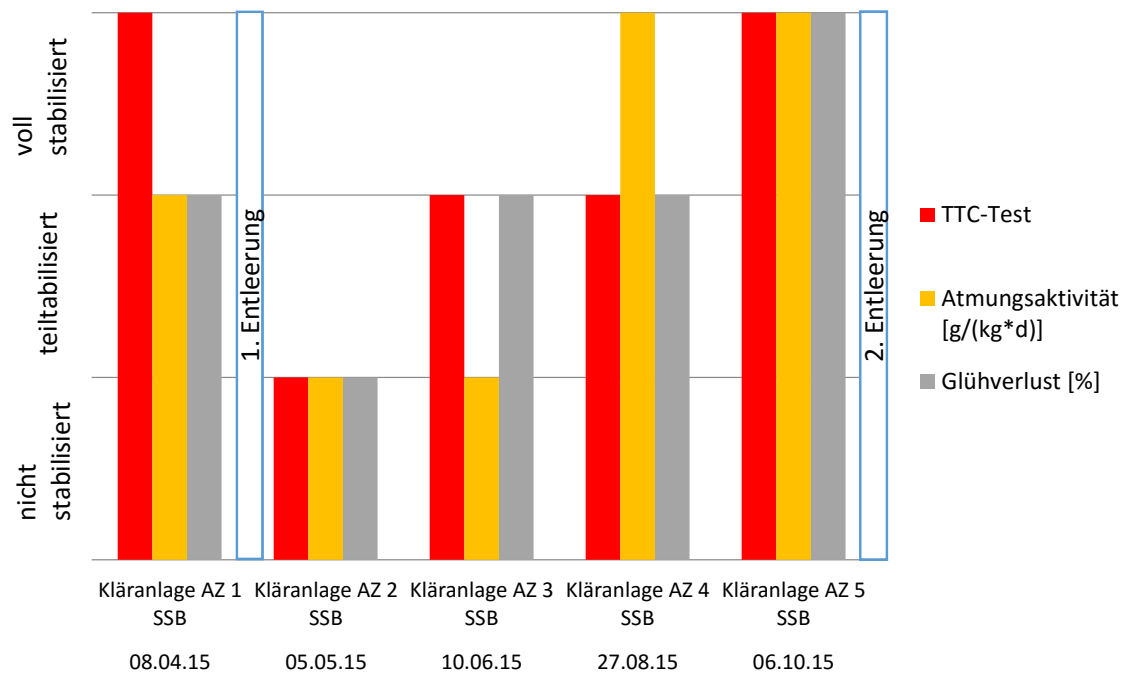


Abbildung 40: Vergleich des Stabilisierungsgrades der Kläranlage AZ über sechs Monate, 2015

Neben der Lagerdauer ist sicherlich die Temperatur ein einflussreicher Faktor der Stabilisierung. Da Schlammstapelbehälter nicht beheizt sind, liegt der Verdacht nahe, dass die Temperaturschwankungen durch den Jahreswechsel Einfluss auf die Schlammstabilisierung haben. Während einer einjährigen Projektlaufzeit waren Unterschiede bzgl. der Stabilisierungsparameter im Schlammstapelbehälter erkennbar. Bei der Beprobung im September 2015 (Lagerung Sommer) war der Schlamm gegenüber der Beprobung im März/April 2015 tendenziell stabiler. Der TTC-Test zeigt im Vergleich zu Atmungsaktivität und Glühverlust die deutlichste Abhängigkeit der Jahreszeit. Die Abbildung 41 zeigt die Ergebnisse der Proben aus den Schlammstapelbehältern, die Ende September 2015 gemessen wurden. Der Sommer 2015 war außergewöhnlich warm und trocken, sodass sich die Stapelbehälter vermutlich über 20°C erwärmten. Nur eine der Proben gilt als nicht stabilisiert, die restlichen elf Proben sind mindestens teilstabilisiert. Hohe Temperaturen unterstützen offensichtlich den Stabilisierungsprozess im Behälter.

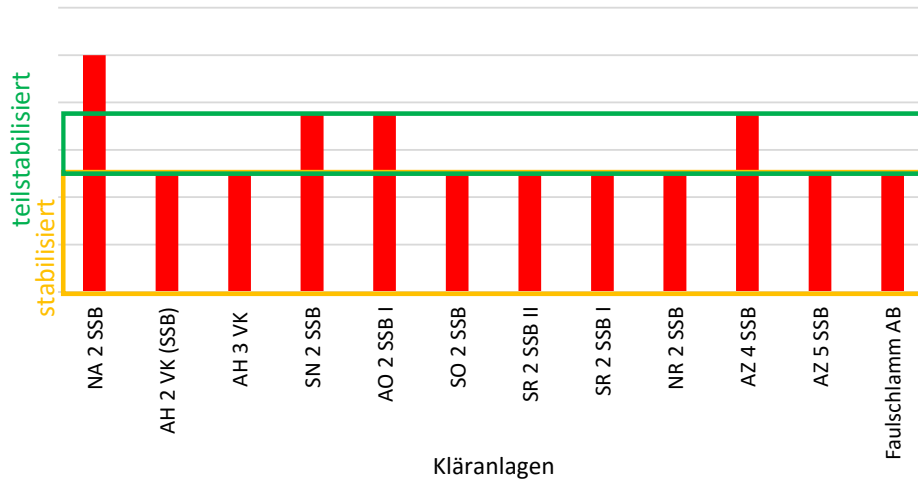


Abbildung 41: Ergebnisse des TTC-Tests anhand von Proben aus Schlammstapel der Beispielanlagen während der Sommermonate, 2015

Im Gegensatz hierzu waren bei der Beprobung im Frühjahr 2015 die Proben aus dem Schlammstapelbehälter aus vier Anlagen als nicht stabilisiert einzustufen. Jedoch muss beachtet werden, dass größtenteils nur die selben Anlagen eine Vollstabilisierung erreichen.

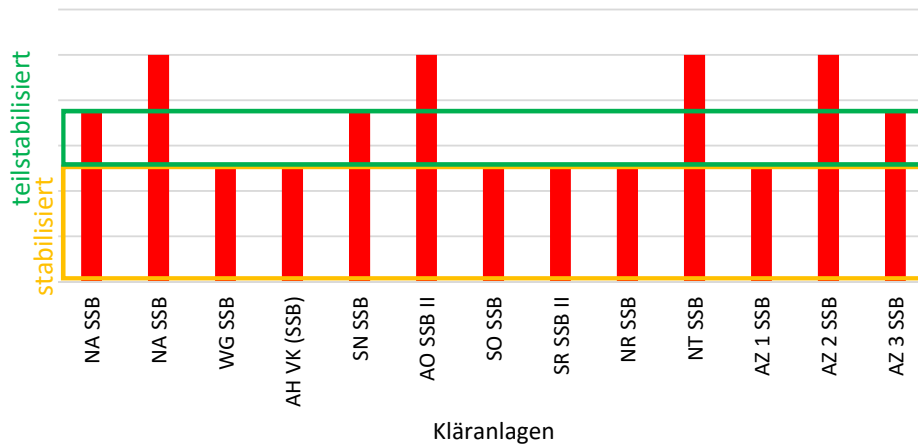


Abbildung 42: Ergebnisse des TTC-Tests anhand von Proben aus Schlammstapel der Beispielanlagen während der Wintermonate, 2015

Die Datenreihe der Sommerbeprobung ergibt für den TTC-Test einen Median von 50 was dem Kriterium voll stabilisiert entspricht. Dagegen erreicht die Winterdatenreihe mit 75 nur eine Teilstabilisierung.



Anders als in den Schlammstapelbehältern hat sich der Zeitpunkt der Probenahme (und damit verbunden die mittl. Lufttemperatur während des Lagerungszeitraumes) bei den Proben aus dem Belebungsbecken kaum bemerkbar gemacht. Die Proben aus den Belebungsbecken waren auch in der Sommerkampagne deutlich geringer stabilisiert als die Schlammstapelbehälter. Ein Trend lässt sich für keinen der Stabilisierungsparameter erkennen.

5.11 Anforderungen Entsorgungsbetriebe - Transport

Eine Rücksprache mit zwei Schlamm Entsorgungsunternehmen/ Lohnentwässern hat ergeben, dass der Grad der Stabilisierung für die Firmen nach deren Bekunden keine Rolle spielt. Selbst eine Entwässerung des Primärschlammes wird als machbar bezeichnet.

Laut Aussage der Klärwärter werden seitens der Lohnentwässerer keine Ansprüche an den Stabilisierungsgrad der Schlämme gestellt. Es werden auch keine besonderen Maßnahmen bzgl. Arbeitsschutz und Hygiene getroffen.

Rechtlich ist der Transport von Klärschlamm zwischen Kläranlagen beispielsweise bei der Co-Vergärung kein Problem. Die Lagerung von Klärschlamm auf der Kläranlage wird als Bestandteil der Abwasserbeseitigung i.d.R. wasserrechtlich genehmigt. Wird Überschussschlamm unmittelbar einer Kläranlage entnommen und direkt zu einer anderen Kläranlage zur Co-Vergärung transportiert, stellt dies keine Abfallverwertung dar, sondern bleibt eine Abwasserbehandlung. Die Entscheidung über die Annahme von Schlamm zur Co-Vergärung liegt eigenverantwortlich beim Betreiber der Abwasseranlage unter Einhaltung des bestehenden Wasserrechtsbescheids (StMUGV, 2006). Bei einer Schlammlagerung außerhalb des Kläranlagengeländes greift das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSch), das ab einer Lagerkapazität von 10 t/d bzw. Gesamtkapazität von 150 t ein Genehmigungsverfahren verlangt (vgl. Kap. 2.2.8).

Entsorgungsbetriebe müssen nach § 53 KrWG den gewerblichen Transport von Fäkal- oder Klärschlamm bei der zuständigen Überwachungsbehörde – i.d.R. Landratsamt- schriftlich anzeigen. Nach einer Bestätigung dieser Behörde und nach Erwerb einer Lizenz für den gewerblichen Güterkraftverkehr nach GüKG ist ein Betrieb für die Beförderung von Klärschlamm berechtigt. Dabei wird nicht zwischen nicht stabilisiertem oder voll stabilisiertem Schlamm unterschieden. Für den Transport von Schlamm zu einer anderen Kläranlage gelten hier die abfallrechtlichen Nachweis- und Dokumentationspflichten nicht.



5.12 Vorklärung

Vorklärungen sind bei allen Biofilmanlagen zwingend erforderlich und daher in Bayern nicht unüblich. Im Zuge von Ausbaukonzepten für Kläranlagen kommt die Möglichkeit der Vorklärung auch bei Belebungsanlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung zunehmend ins Gespräch.

Oftmals wird anfallender Überschussschlamm aus der biologischen Stufe in die Vorklärung gefördert, wo anschließend ein Primärschlamm-/ Überschussschlammgemisch abgezogen und gemeinsam gelagert wird.

Dieses Rohschlammgemisch in Kombination mit kalter Faulung wird oftmals nach Aussage der Betreiber unproblematisch landwirtschaftlich verwertet. Die besuchten Kläranlagen verfügen über einen entsprechenden Wasserrechtsbescheid.

Im Rahmen der Laboruntersuchungen hat sich gezeigt, dass die Anlagen mit Rohschlammgemisch keine auffälligen Unterschiede gegenüber den Anlagen ohne Vorklärung aufweisen.

Auch die Geruchsemissionen der Anlagen mit Primärschlamm-/ Überschussschlammgemisch waren nicht erkennbar höher als auf Anlagen ohne Primärschlammfall.

Von den 13 untersuchten Anlagen hatten fünf Anlagen eine Vorklärung, wobei bei Kläranlage NT diese noch nicht in Betrieb war. Zu unterscheiden ist, ob eine integrierte oder eine getrennte Schlamm Lagerung durchgeführt wird. Bei der integrierten Schlamm Lagerung besteht die Gefahr, dass es bei Mischwasserbelastung zu Schlammverlagerung in die darauffolgenden Stufen kommt (Kolmation, Schlammabtrieb aus Nachklärung). Daher wird von einer integrierte Schlamm Lagerung, insbesondere in flachen Vorklärungen abgeraten.



6 Lösungsansätze für den Umgang mit Klärschlamm

6.1 Grundlagen

Im Folgenden werden mögliche Lösungsansätze für den zukünftigen Umgang mit Klärschlamm im Hinblick auf Stabilisierung vorgestellt und bewertet. Die Lösungsansätze sind jedoch nur für Anlagen ohne mesophile Faulung geeignet.

Bayern hat im Bundesvergleich einen sehr hohen Anteil an Kläranlagen der Größenklassen 1, 2 und 3 und verfügt nur über 36 Anlagen der Größenklasse 5 (LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011).

In Deutschland waren 2003 35 % der Anlagen mit einer Faulung ausgestattet. 40 % der Anlagen wurden als Anlagen mit simultan aerober Stabilisierung bzw. 17 % ohne Stabilisierung eingestuft (Pinnekamp, 2015).

Die Klärschlammverwertung erfolgt in Deutschland wie in Bayern zu knapp 55 % thermisch (siehe Abbildung 43). Allerdings ist der Anteil landwirtschaftlicher Verwertung in Bayern bei unter 20 % - zu Gunsten der landschaftsbaulichen Verwertung (UBA, 2012) bzw. (Mix-Spagl, 2014).

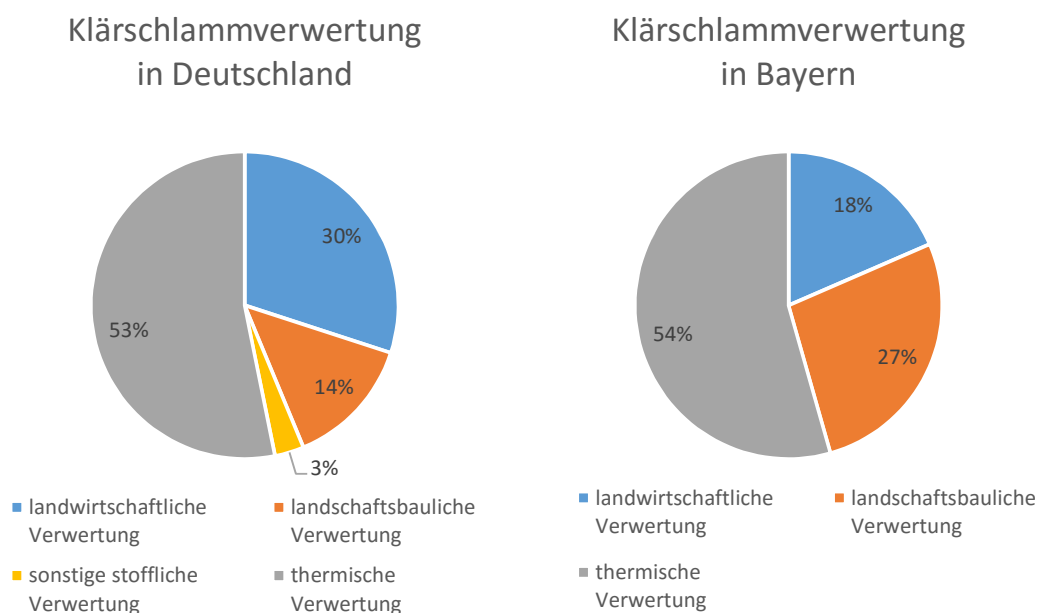


Abbildung 43: Statistische Auswertung der Verwertungskonzepte in Deutschland und in Bayern im Jahr 2010 nach (UBA, 2012)



6.2 Herkömmliche Verwertungskonzepte

6.2.1 Landschaftsbauliche Verwertung

Die landschaftsbauliche Verwertung von Klärschlamm in Bayern geht seit 2005 stetig zurück und lag 2012 bei 24,5 %, wobei der Anteil des innerhalb Bayern landschaftsbaulich verwerteten Klärschlammes nur 1,2 % betrug (Mix-Spagl, 2014).

Da die landschaftsbauliche Verwertung v.a. außerhalb Bayerns stattfindet, ist eine Entwässerung zur Reduzierung des Transportes aus ökologischer und ökonomischer Sicht dringend empfohlen.

Bei landschaftsbaulicher Verwertung von Klärschlamm gilt die BBodSchV in Verbindung mit der AbfKlärV (siehe Kap. 2.2.6). Nach „Gemeinsame Bekanntmachung zum Vollzug der Klärschlammverordnung der Bayerischen Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten“ vom 29. April 1997 Nrn. 8858-8/62-16 452 und MP 2-8705-146 wird für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung eine Stabilisierung gefordert. Daraus ergibt sich auch für die landschaftsbauliche Verwertung eine erforderliche Stabilisierung.

Da unter landschaftsbaulicher Verwertung auch beispielsweise die Verfüllung von Tagebau fällt, sollte hier ein verzögerter oTR-Abbau des Klärschlammes weitestgehend vermieden werden. Für die landschaftsbauliche Verwertung sollte daher eine bestmögliche Stabilisierung vorliegen.

6.2.2 Landwirtschaftliche Verwertung

Die Forderung zur Schlammstabilisierung bei der landwirtschaftlichen Verwertung ergibt sich aus der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) in Verbindung mit der "Gemeinsame Bekanntmachung zum Vollzug der Klärschlammverordnung der Bayerischen Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten" aus dem Jahr 1997 (Gem.Bek.).

Eine Aufbringung ist nur während der Vegetationsperiode (Sperrfristen für Ackerland 1. November bis 31. Januar nach Düngeverordnung, 2007) zulässig. Somit muss bei landwirtschaftlicher Verwertung immer eine Speichermöglichkeit zur Verfügung stehen. Im Rahmen der Novellierung der Düngeverordnung werden längere Sperrfristen diskutiert, was eine Erhöhung der Lagerkapazitäten auf der Kläranlage zur Folge hätte.



Eine Vermischung mit Gülle ist zulässig. Innerhalb von 3 Jahren dürfen jedoch maximal 5 t Klärschlamm TS pro Hektar (entsprechend 100 m³ mit 5 % TS) ausgebracht werden (UBA, 2012).

Nach BImSchV ist bis 150 t und bei Lagerung von unter 1 Jahr keine Genehmigung erforderlich.

Die Vermischung von Klärschlämmen unterschiedlicher Abwasserbehandlungsanlagen bzw. unterschiedlicher Betreiber ist nach AbfKlärV nicht zulässig, wenn dies außerhalb von Kläranlagen erfolgt. Die Vermischung von Schlämmen unterschiedlicher Anlagen auf einer Kläranlage ist nicht untersagt.

Den Vorteilen der landwirtschaftlichen Verwertung wie der guten Überwachung/Untersuchung, Einhaltung der Grenzwerte für Schwermetalle und Schadstoffe, dem hohen organischen Anteil, der die Humusbildung fördert, sowie der Kostenvorteil gegenüber Kunstdünger stehen die Nachteile der Verfügbarkeit des Phosphats in Abhängigkeit von der Fällung auf der Kläranlage sowie die Ungewissheit unbekannter Schadstoffe und deren Wirkung gegenüber.

Daher wurde die Beendigung der Klärschlammausbringung zu Dünge Zwecken in den Koalitionsvertrag der Bundesregierung aufgenommen.

Im Referentenentwurf der Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung vom 31. August 2015 ist ab dem Jahr 2025 der pauschale Ausstieg für Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5 vorgesehen. Wobei in der schriftlichen Stellungnahme der DWA darauf hingewiesen wird, dass qualitativ hochwertige Schlämme aus Gründen des Ressourcenschutzes für eine bodenbezogene Verwertung freigegeben werden sollen (DWA-Stellungnahme, 2015).

Klärschlamm zur landwirtschaftlichen Verwertung wird üblicherweise nass transportiert und regional ausgebracht.

Es bleibt zu überlegen, ob im Sinne von Energieeinsparungen und Klimarelevanz nicht auch eine geeignete landwirtschaftliche Aufbringung teilstabilisierter Schlämme denkbar wäre. Ansatzpunkte könnten hierbei z.B. die sofortige Einarbeitung des Schlammes in den Oberboden sein. In diesem Fall würde durch den aeroben Abbau evtl. eine klimarelevante Bildung von CH₄ in Stapelbehältern entfallen. Hierzu wären gesonderte Untersuchungen erforderlich.



6.2.3 Thermische Verwertung

Nach DWA-M 368 ist bei thermischer Verwertung eine vorhergehende biologische Stabilisierung nicht zwingend erforderlich, aber *dringend empfohlen* (DWA-M 368, 2014). Im Entwurf/Gelbdruck von 2013 wurde vor der thermischen Verwertung lediglich eine Schlammstabilisierung *empfohlen*.

Die explizite Forderung einer Stabilisierung vor der thermischen Verwertung besteht nach Kenntnis der Autoren nicht.

Ab einer Gesamtlagerkapazität von 150 t ist eine Genehmigung nach BImSchV erforderlich. Das in der AbfKlärV genannte Vermischungsverbot ist nur für die Aufbringung auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden relevant.

In den vergangenen Jahren hat die thermische Klärschlammverwertung in Deutschland zugenommen (siehe Abbildung 44). Insgesamt nimmt die Klärschlammmenge ab, was der steigenden Anzahl an Anlagen mit anaerober Schlammbehandlung zugerechnet wird (UBA, 2012).

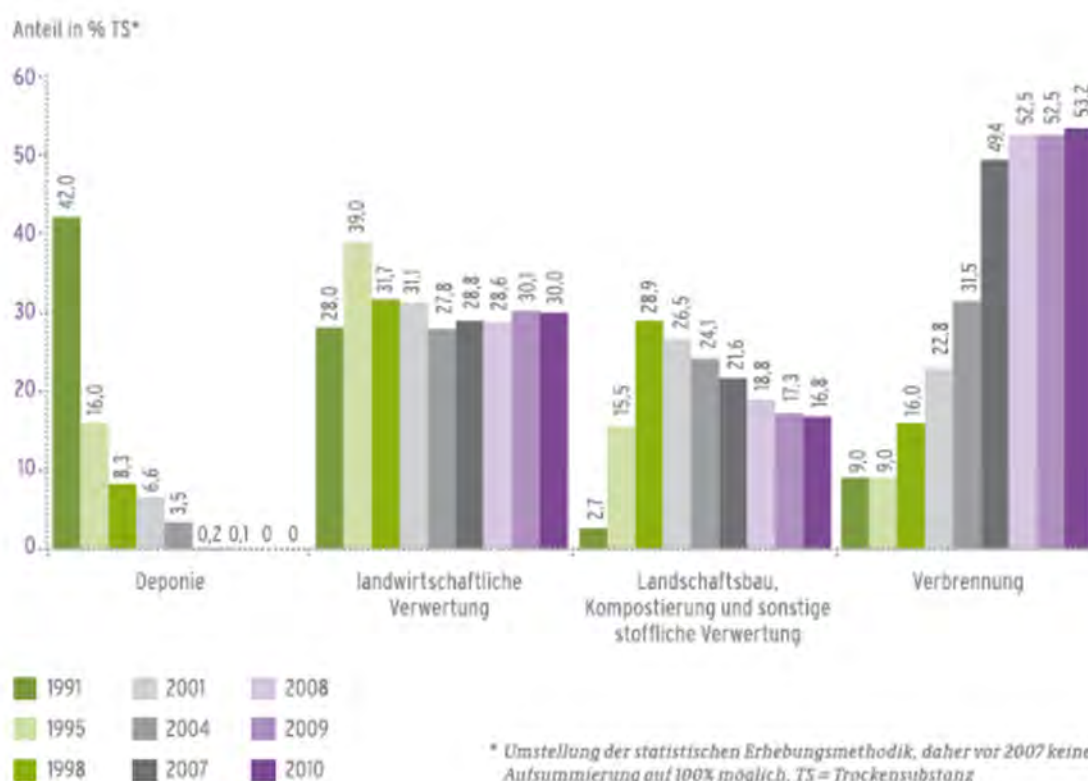


Abbildung 44: Entwicklung der anteiligen Klärschlammverwertung in Deutschland für die Jahre 1991 bis 2010 (UBA, 2012)



Bei der thermischen Verwertung durch Mitverbrennung wird auf andere Phosphorrückgewinnungsmethoden verwiesen. Dies ist jedoch für kleinere Kläranlagen kaum möglich.

In Monoverbrennungsanlagen wird i.d.R. die Abwärme für die Trocknung des Klärschlammes eingesetzt. Bei der Verbrennung von getrocknetem Schlamm ist üblicherweise keine Stützfeuerung erforderlich (UBA, 2012).

Bei der Mitverbrennung kann auf eine Trocknung verzichtet werden. Daher kann oftmals die Nutzung sowohl von Strom und Wärme (v.a. Fernwärme) erfolgen. Es wird eine Entwässerung von 20 bis 35 % angegeben. Oft erfolgt eine integrierte Trocknung in den Kohlemühlen (UBA, 2012).

Erfolgt die Verwertung in einem Zementwerk, wird nicht nur der Klärschlamm zur Substitution von Brennstoffen eingesetzt sondern auch die Asche kann stofflich verwertet werden (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011). Für die Verwertung im Zementwerk ist i.d.R. eine Volltrocknung erforderlich, wobei dies oft direkt im Zementwerk erfolgen kann (UBA, 2012).

Klärschlamm muss für die thermische Verwertung folglich mindestens entwässert werden. Dies sollte im Hinblick auf den klimarelevanten Transport am Entstehungsort geschehen (über stationäre Entwässerung oder Lohnentwässerung), könnte aber auch erst bei der Verbrennungsanlage erfolgen. Die Trocknung erfolgt i.d.R. zentral bei der Verbrennungsanlage.

Heizwert

Die Stabilisierung und die damit verbundene Reduzierung des Glühverlustes vermindert den Heizwert der zu verbrennenden Schlämme (siehe Abbildung 45). Teilstabilisierte Schlämme weisen also einen höheren Heizwert auf.

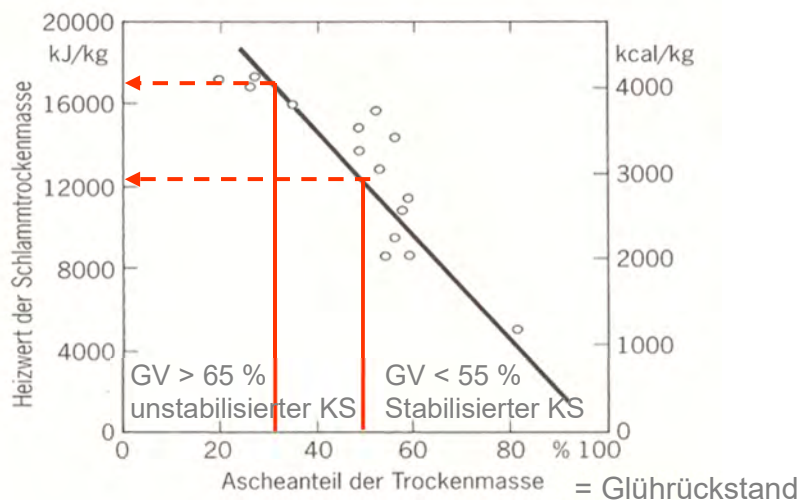


Abbildung 45: Heizwert der Schlamm-trockenmasse nach Untersuchungen von Eberhardt und Weiland (ATV, 1996)

Daher sollte die Lagerdauer der Schlämme so gering wie möglich gehalten werden. Hierdurch wird durch die Vermeidung eines weiteren Abbaus von energiereicher organischer Substanz die Bildung von klimarelevanten Gasen reduziert. Da der Abbau im Schlammstapelbehälter eher gering ist (siehe Kap. 7.2.3), ist die Lagerdauer jedoch nicht kritisch.

Der Glühverlust ist jedoch nur eine Komponente. Der Entwässerungs- bzw. Trocknungsgrad spielt eine noch größere Rolle. Eine Erhöhung des Heizwerts von Klärschlamm auf 13.000 kJ/kg, entsprechend trockenem Holz oder Braunkohle, ist durch Trocknung möglich (UBA, 2012).

Der Heizwert von Braunkohle (ab etwa 8.000 kJ/kg) kann somit durch einen getrockneten (70 % TS bzw. 30 % Wassergehalt) vollstabilisierten Schlamm (Aschegehalt 50 % bzw. GV 50 %) erreicht werden oder durch einen teilstabilisierten Schlamm (Aschegehalt 40 % bzw. GV 60 %), der lediglich einen Wassergehalt von etwa 40 % aufweist.

Bei entwässertem Schlamm mit einem Wassergehalt von 70 % liegt der Heizwert von vollstabilisiertem (Aschegehalt 50 % bzw. GV 50 %) und teilstabilisiertem Schlamm (Aschegehalt 40 % bzw. GV 60 %) zwischen 2.000 und 3.000 kJ/kg und brennt somit nicht selbstgänglich, unabhängig von der Verbrennungsluft.

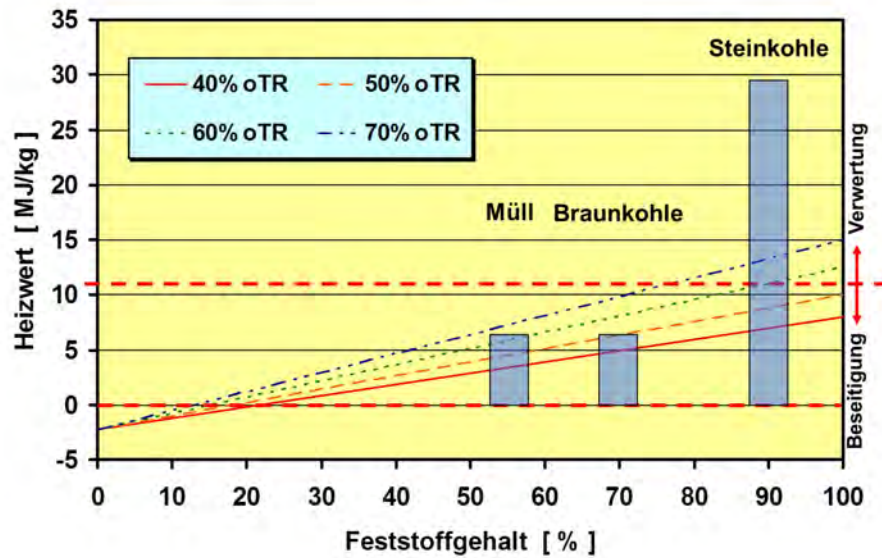


Abbildung 46: Heizwerterhöhung durch Entwässerung und Trocknung (Pinnekamp, 2015)

Der Grad des Feststoffgehaltes spielt i.d.R. eine größere Rolle als der Grad der Stabilisierung und darf daher in diesem Kontext nicht vernachlässigt werden. Die Abwasserzusammensetzung hat u.U. auch Einfluss auf den Brennwert des Schlammes.



6.3 Herkömmliche Möglichkeiten der Schlammstabilisierung

6.3.1 Aerobe Schlammstabilisierung

Das für die simultane, aerobe Schlammstabilisierung geforderte Schlammalter von 25 d dient der Schlammstabilisierung und ist für eine weitergehende Abwasserreinigung nicht erforderlich. Andernfalls wäre eine getrennte, anaerobe Stabilisierung nicht möglich.

Die aerobe Schlammstabilisierung ist Standard für kleinere Kläranlagen (Belevungsverfahren). Sie bietet Vorteile wie die hohe Betriebsstabilität durch große Beckenvolumen. Somit kann das primäre Ziel der Abwasserreinigung, das sichere Einhalten der Ablaufgrenzwerte besonders für die Stickstoffelimination erfüllt werden.

Weitere Vorteile sind der einfache Betrieb sowie die geringen Investitionen in maschinentechnischer Ausrüstung (LfU, 2015).

Ein positiver Nebeneffekt der aeroben Schlammstabilisierung mit einem Schlammalter von 25 d ist, dass auch Kläranlagen der GK 1 und 2, die keine gezielte Nitrifikation und Denitrifikation aufweisen müssen, durch das geforderte Schlammalter dies trotzdem weitgehend erfüllen.

Für die aerobe Stabilisierung werden in den Regelwerken ein Schlammalter von 25 d und ein aerober Anteil von 65 % gefordert, was 16,25 d entspräche. Im DWA-Merkblatt M 368 wird jedoch ein aerober Schlammalter von mindestens 20 d empfohlen (DWA-M 368, 2014). Vor allem das aerobe Schlammalter ist für die Stabilisierung von entscheidender Bedeutung.

Für aerob stabilisierende Anlagen wird im DWA-Merkblatt M 368 (DWA-M 368, 2014) eine nur bedingte Stabilisierung angegeben. Dies hat sich auch im Rahmen der Untersuchungen dieses Projektes ergeben (siehe Kap 4.3). In der Literatur wird für die simultane aerobe Vollstabilisierung sogar ein erforderliches Gesamtschlammalter von 70 d, bzw. ein reines aerober Schlammalter von mindestens 20 d angegeben (Nowak, 1998).

Bei den Ortsterminen konnte jedoch festgestellt werden, dass die meisten Kläranlagen energieoptimierte, minimierte Belüftungszeiten einstellen, was teilweise zu sehr geringem aerobem Schlammalter führt (siehe Kap. 5.9).

Vermeint wird vorgeschlagen, den Schlamm kleinerer Anlagen ohne Faulung zentral oder semizentral auf einer größeren Kläranlage energetisch in einer mesophilen Faulung zu nutzen, z.B. (DWA-A 222, 2011), (Schatz & Zech, 2015).

Eine weitere Verwertung des Klärschlammes in einer Faulung einer größeren, benachbarten Kläranlage mit freien Kapazitäten ist allerdings nur sinnvoll, wenn das

Schlammalter gering ist oder Primärschlamm enthält. In Tabelle 20 ist der abnehmende Energiegehalt mit zunehmendem Schlammalter dargestellt. Eine Vorklärung erhöht den spezifischen Klärgasanfall durch den höheren Glühverlust des Primärschlammes signifikant.

Tabelle 20: Theoretischer Energiegehalt von Schlamm in Abhängigkeit von Schlammalter und Anlage mit bzw. ohne Vorklärung (Pinnekamp, 2015)

Schlammalter Biologie	Effizienz Vorklärung	Spez. Bio- gasanfall	Heizwert
Tage	% BSB- Elimination	L/(EW*d)	kWh/(EW*a)
8	40	16,5 – 25,0	49,1
15	40	14,5 – 22,0	43,2
15	20	10,5 – 15,9	31,3
15	-	6,2 – 9,4	18,5
25	-	3,5 – 5,3	3,3

Bei dieser Lösung spielt der Transport eine entscheidende Rolle im Hinblick auf die Klimarelevanz. Daher ist ein Transport von Schlamm über weitere Strecken kritisch zu sehen (siehe Kap. 7.1).

Bei einer Verwertung von Klärschlamm in einer Faulung ist ein Nasstransport von eingedicktem Schlamm i.d.R. erforderlich. Entwässerter Schlamm muss auf der empfangenden Kläranlage wieder relativ aufwändig resuspendiert werden.

Die energetische Nutzung von Schlamm in einer fremden Faulung ist bei freien Kapazitäten prinzipiell anzustreben. Da der Schlamm jedoch aufgeheizt werden muss, ist der Gasertrag des Schlammes kritisch zu prüfen (Wärmebilanz). Besonders für Primärschlamm oder primärschlammhaltige Schlammgemische kommt eine Verwertung in der Faulung in Frage. Schlämme mit hohem Schlammalter oder hoher vorhergehender Lagerdauer in einem Schlammstapelbehälter sind i.d.R. nicht mehr geeignet und sollten direkt über eine Annahmestation der Entwässerung zugeführt werden. Von wirtschaftlicher Seite sind die Betriebskosten für den Nasstransport sowie die Annahmestkosten zu berücksichtigen. Eine Betrachtung bzgl. der Klimarelevanz ist in Kap. 7.1 zusammengefasst.

Eine Fremdschlammannahme kann i.d.R. erst ab einer Größe von 10.000 EW erfolgen und nur, wenn eine Annahmestation auf der Kläranlage vorhanden ist (siehe Kap. 4.1.3.1).



6.3.2 Getrennte, anaerobe Stabilisierung (klassische mesophile Faulung)

Vor dem Hintergrund steigender Energiepreise und der damit verbundenen Energiediskussion wird die Umrüstung von Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung zunehmend als attraktive Alternative auch für kleinere Kläranlagen betrachtet.

Die Vorteile der anaeroben Schlammstabilisierung sind Gasnutzung, geringerer Energieverbrauch, geringerer Volumenbedarf und eine Reduzierung des anfallenden Schlammes (siehe auch Bilanzen Kap. 7.1).

Es treten jedoch auch folgende Nachteile auf (Steinle & Carozzi, 2011):

- Rückbelastung mit stickstoffbelastetem Schlammwasser
- Aufwändige Technologie – mehr Arbeitsaufwand – höhere Personalkosten
- Betriebskosten für BHKW und Faulung inkl. Gasaufbereitung und – Speicherung sowie Schlammentwässerung, Explosionsschutz und Sicherheitseinrichtungen

Vor allem bei anaerober Schlammstabilisierung auf kleinen Kläranlagen ist auf die Betriebssicherheit zu achten, die bei simultanen, aeroben Anlagen i.d.R. höher ist. Dies betrifft auch den höheren erforderlichen Ausbildungsgrad des Personals, der für höher technisierte Anlagen nötig ist. Sowohl der höhere Personalbedarf sowie der höhere Ausbildungsgrad schlagen sich deutlich in den Betriebskosten nieder. Betrieb und Wartung eines Faulbehälters benötigen mindestens etwa 30 Stunden pro Monat zusätzlichen Personalaufwand (LfU, 2015). Das Betriebspersonal benötigt eine entsprechende Ausbildung (Roediger & Siekmann, 2015).

Eine Faulung ist i.d.R. nur in Verbindung mit einer Vorklärung wirtschaftlich, da der Primärschlamm einen höheren Glühverlust und somit ein größeres Gasbildungspotential von 500 bis 600 L/(kg_{oTR}) hat als reiner Überschussschlamm (275 bis 480 L/(kg_{oTR})) (Bolle & Pinnekamp, 2011).

Durch die Rückbelastung und die Verschiebung des C:N-Verhältnisses durch eine Vorklärung sind größere Denitrifikationszonen erforderlich. Durch erhöhte anoxische Zeiten reduziert sich das aerobe Schlammalter, was oftmals auch die Absetzeigenschaften des Schlammes verschlechtert, z.B. beschrieben bei (Wedi, et al., 2015).

Oftmals wird auch die Klimabilanz ins Feld geführt. Eine Untersuchung zur Klimarelevanz einer 50.000 EW-Modellanlage als aerob simultan bzw. getrennt anaerob stabilisierende Anlage hat jedoch gezeigt, dass die Klimabilanz beider Anlagen grundsätzlich vergleichbar ist (Parravicini & Svardal, 2015). Dies liegt u.a. an Verlusten aus der Faulung sowie Lachgasemissionen, die vermehrt auf Anlagen



mit Vorklärung und der damit verbundenen, problematischeren Elimination von Stickstoff bei getrennter anaerober Schlammstabilisierung auftreten.

Der Strombedarf bei Anlagen mit Schlammfäulung der Größenklasse 4 ist auch nur um etwa 10 % geringer als bei Anlagen mit simultan aeroben Schlammstabilisierung (Roediger & Siekmann, 2015).

Untersuchungen des Umweltbundesamtes haben ergeben, dass die energetische Klärgasnutzung wenig zur Reduzierung versauernd wirkender Substanzen beiträgt. Aufgrund der höheren spezifischen Emissionen kleiner Verbrennungsmotoren im Vergleich zu Großkraftwerken ist die Emissionsbilanz hier im negativen Bereich (UBA, 2014).

In der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ist die EEG-Umlage insbesondere für Anlagen zu berücksichtigen, die nach dem 31.07.2014 in Betrieb gegangen sind. Für Anlagen, die vor diesem Datum in Betrieb gegangen sind, wird noch geklärt, ob die EEG-Umlagen – und in welchem Umfang – bezahlt werden müssen (Knödelseder, 2015).

6.3.3 Anaerobe Stabilisierung in unbeheizten Behältern (kalte Fäulung)

Nach Merkblatt-M 368 werden unbeheizte Faulbehälter in Deutschland nicht mehr eingesetzt (DWA-M 368, 2014). Dies konnte im Rahmen dieses Projektes nicht bestätigt werden.

In Schlammstapelbehältern findet i.d.R. eine kalte Fäulung statt. Die Anforderungen an die Lagerdauer bei der kalten Fäulung zur Nachstabilisierung von Schlamm gehen teilweise weit auseinander (siehe Kap. 6.4.4).

Schlammstapelbehälter kombinieren die Funktionen Lagern und ggfs. Nachstabilisieren. Im Rahmen der kalten Fäulung kommt es zu Abbauprozessen. In welchem Umfang ist nicht restlos geklärt. Ein Vorschlag hierzu findet sich in Kap.7.2.3. Bei den einsetzenden anaeroben Abbauprozessen wird Methan frei.

Emscher Brunnen sind ebenfalls in den Bereich der kalten Fäulung einzugruppieren. Aufgrund der erforderlichen Bautiefe und den damit verbundenen Kosten werden Emscher Brunnen eigentlich nicht mehr gebaut.



6.3.4 Chemische und thermische Nachbehandlung

Des Weiteren gibt es alternative Verfahren der Nachstabilisierung. Dazu zählen folgende Verfahrenstypen:

- Thermische Verfahren bei Flüssigschlamm (aerob-thermophile Stabilisierung, Vor-Pasteurisierung, duale Stabilisierung)
- Thermische Verfahren bei entwässertem Schlamm (Trocknung)
- Chemische Verfahren mit Kalk-Zugabe im Flüssigschlamm ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) oder im entwässerten Schlamm (CaO)

Wirkmechanismen bei den chemischen Verfahren sind dabei eine Anhebung des pH-Werts auf mindestens 12,5 und/oder eine Behandlungstemperatur von mindestens 55°C bzw. 65°C . Die minimal geforderten Behandlungszeiten schwanken dabei zwischen 10 Minuten (Vor-Pasteurisierung) und 10 Wochen (Kalkzugabe im Schlamm Speicher). Ziel ist die Unterbindung der biologischen Aktivität durch massive pH-Wert-Verschiebung bzw. ausreichende Temperaturanhebung.

Die Zugabe von Kalkhydrat oder Branntkalk führt zu einer nennenswerten Erhöhung des Klärschlammfalls um bis zu 50 % (bei Dosieraten von 7 – 15 kg/m^3). Aus diesem Grund spricht man bei diesen Verfahren auch von „Pseudostabilisierung“.

In manchen Veröffentlichungen wird auch die Trocknung als ein Verfahren zur Stabilisierung genannt. Nach Einschätzung der Autoren ist dies jedoch eher ein Sekundäreffekt im Rahmen der Volumenreduzierung. Die Pseudostabilisierung durch Trocknung wird auch als vorübergehend eingestuft (DWA-Themenheft, 2013). Insbesondere beim Verfahren der solaren Klärschlamm-trocknung, die im Niedertemperaturbereich arbeitet, findet keine nennenswerte Hygienisierung durch thermische Prozesse statt. Hier wären lediglich Effekte durch die UV-Strahlung denkbar. Untersuchungen hierzu sind jedoch nicht bekannt.

Die Verfahren gewinnen im Hinblick auf eine mögliche Anforderung an die hygienischen Eigenschaften von Klärschlamm an Bedeutung.

Die thermische Stabilisierung ist für kleinere Anlagen aus Kapazitätsgründen i.d.R. keine Option.

Bei der chemischen Stabilisierung sind erhebliche Mengen Kalk erforderlich. Hierdurch werden die zu entsorgenden Schlamm-mengen erhöht, was sich ebenfalls in den Betriebskosten bemerkbar macht. Aus den genannten Gründen wird die chemische Stabilisierung nur noch selten eingesetzt (DWA-Themenheft, 2013).

6.3.5 Aerobe Nachstabilisierung

Allen biologischen Verfahren zur Schlammstabilisierung liegt eine signifikante Temperaturabhängigkeit zugrunde. Bei aeroben Verfahren wird jedoch bei etwa 35°C bereits ein Optimum erreicht. Hier ist spätestens bei Temperaturen über 35°C eine Trennung der Prozessschritte „Stickstoffelimination“ und „Schlammstabilisierung“ zu empfehlen.

Die getrennte, aerob-thermophile Stabilisierung (ATS) stellt ein eigenes heutzutage kaum mehr praktiziertes Verfahren dar (DWA-Themenheft, 2013). Dabei wird eingedickter Rohschlamm (TR ca. 3-4 %) in wärmeisolierten Behältern dauerhaft belüftet. Durch Selbsterwärmung kommt es zu Temperaturen bis zu 50°C. Durch die Oxidation freier Fettsäuren steigt der pH-Wert bis auf 9 an. Dieses Verfahren kann sowohl ein- als auch zweistufig betrieben werden. Die Mindestverweildauer für Stabilisierung („Schlammalter“) beträgt acht Tage, wobei ein sog. Batch-Betrieb empfohlen wird, um Kurzschlüsse zu vermeiden bzw. eine gezielte Behandlungsdauer sicherzustellen.

Das Verfahren findet heutzutage keine Anwendung mehr, da der Energiebedarf für die Belüftung und Umwälzung, u.a. aufgrund der hohen Temperaturen und der hohen Schlammkonzentration enorm hoch ist. Außerdem ist eine Behandlung der Abluft zwingend notwendig, da die Geruchsemissionen nicht zu vernachlässigen sind.

Wird die aerob-thermophile Stabilisierung bei höheren Feststoffgehalten durchgeführt, spricht man von einer Kompostierung (Rotte). Diese Kompostierung erfolgt i.d.R. zusammen mit anderen biogenen Rohstoffen, die Strukturmaterial und Kohlenstoff liefern. Bei diesem Verfahren wird eine zweistufige Prozessführung empfohlen (Intensiv- und Nachrotte).

In Deutschland gibt es nur sehr wenige Anlagen, die dieses Verfahren nutzen. Bevorzugt wird dann auch sog. ausgefallener Klärschlamm verarbeitet. Da das Temperaturniveau vom Inneren der Mieten nach außen hin abfällt, findet keine definierte thermische Behandlung und somit auch keine echte Hygienisierung statt.

Es besteht auch die Möglichkeit einer getrennten aeroben Nachstabilisierung ohne Erwärmung. In diesem Fall sind die Behälter nicht gedämmt. Die Reaktionswärme wird frei und in die Umgebung abgegeben. Aufgrund der geringeren Temperaturen ist das Verfahren weniger leistungsfähig. Nach DWA-Merkblatt-M 368 wird das Verfahren in Deutschland nicht mehr eingesetzt. In Ausnahmefällen stellt dies allerdings eine Möglichkeit dar, um überlastete Kläranlagen vorübergehend zu ertüchtigen. Der langfristige Einsatz ist aufgrund des Energiebedarfs und den oftmals kritischen Geruchsemissionen der aeroben Nachstabilisierung nicht empfehlenswert.



6.3.6 Klärschlammvererdung

Die Klärschlammvererdung wird oft als geeignetes Verfahren für kleinere Kläranlagen genannt, da keine vorherige Entwässerung erforderlich ist und der Strombedarf minimal ist (UBA, 2008).

Grundlegender Parameter bei der Planung und Dimensionierung der Schlammvererdungsanlagen ist die jährlich aufzubringende Feststofffracht bezogen auf die Beetfläche. Diese variiert in der einschlägigen Fachliteratur allerdings stark zwischen 20 und 80 kgTM/m² (Bauerfeld, et al., 2009). In einem Bericht des Bundesumweltamtes wird ein Platzbedarf von 0,5 und 1 m²/EW genannt (UBA, 2008). Nach 4 bis 8 Jahren Befüllung und einem Jahr Ruhezeit des Beetes wird die Klärschlamm Erde aus dem Beet ausgebaut. Aufgrund der erforderlichen, einjährigen Ruhezeit sind demnach mindestens zwei Beete erforderlich. Der oTS-Abbau wird mit ca. 50 % angegeben. Es wird jedoch auf einen hohen Anteil an Wurzeln im Beet verwiesen, die eine Verwertung erschweren.

Neben dem hohen Platzbedarf für die Vererdung von Klärschlamm kommt die Entsorgung des vererdeten Klärschlamm hinzu. Die Entsorgung des Materials wird sich auch nach erfolgreicher Vererdung als problematisch erweisen, da das entstehende Gemisch nur ungern von den Entsorgern angenommen wird.

6.3.7 Hygienisierung

In der Düngemittelverordnung werden seuchen- und phytohygienische Anforderungen an den Klärschlamm gestellt. Bei landwirtschaftlicher Verwertung müssen laut § 5 DüMV seit 2010 entsprechende Anforderungen eingehalten werden (u.a. hinsichtlich Salmonellen), wobei hier Ausnahmeregelungen vorgesehen sind.

Derzeit findet üblicherweise keine gezielte Hygienisierung von Klärschlamm statt. Eine gezielte Hygienisierung würde i.d.R. zu erheblichem technischen Mehraufwand und damit zu Mehrkosten führen.

Das Umweltbundesamt befürwortet eine Befreiung der Behandlungspflicht nicht. Zumindest sollen, wenn von einer landwirtschaftlichen Verwertung mittelfristig abgesehen wird, die bestehenden Abwendungsbeschränkungen befolgt werden. Dabei wird der Schlamm auf „Indikatorerreger“ untersucht. Sobald die Grenzwerte überschritten werden, müssen entsprechende Behandlungsschritte vor einer weiteren Ausbringung des Schlamm durchgeführt werden (UBA, 2014).

Eine biologische Schlammstabilisierung ohne weitergehende Maßnahmen führt zu keiner signifikanten Reduzierung von Krankheitserregern.



Sowohl bei getrennter anaerober als auch bei simultaner aerober Schlammstabilisierung sind zusätzliche Maßnahmen erforderlich (DWA-M 368, 2014). Als mögliche Maßnahmen zur Hygienisierung werden oft genannt:

- Fremderhitzung des Schlammes:
 - Schlammpasteurisierung
 - Thermische Konditionierung
- Selbsterhitzung des Schlammes
 - Aerob-thermophile Schlammstabilisierung (ATS)
 - Schlammkompostierung in Mieten
 - Kompostierung in Reaktoren
 - Zugabe von ungelöschten Branntkalk
- pH-Wert-Verschiebung
 - Zugabe von Kalkhydrat (Besonders geeignet bei kalter Faulung)
- Langfristige Aufbewahrung
 - In Pflanzenbeeten
- Trocknungsverfahren
 - Hochtemperaturtrocknung

Buchauer hat die Empfehlungen der WHO (World Health Organization) zu Hygienisierungsmaßnahmen in der folgenden Tabelle zusammengefasst:



Tabelle 21: WHO-Empfehlung zur Behandlung von Fäkalien und Klärschlamm vor deren Einsatz in der Landwirtschaft (Buchauer, 2007)

Verfahren	Randbedingungen	Bemerkungen
Lagerung bei 2 bis 20°C	Lagerdauer 1,5 bis 2 Jahr	Geeignet für kleinere Systeme Elimination pathogener Bakterien Bei feuchtem Milieu ist weitere Vermehrung von E.coli und Salmonellen möglich Reduzierung von Viren und Protozoen unter dem Risikoniveau Helminithen-Eier können in geringer Zahl überleben
Lagerung bei 20 bis 35°C	Lagerdauer über 1 Jahr	Geeignet für kleinere Systeme Inaktivierung von Viren, Bakterien und Protozoen und Nematoden-Eiern Nach >4 Monaten verbleiben ca. 10 bis 30 %, nach 1 Jahr beinahe völlige Inaktivierung von Ascaris-Eiern
Alkalische Behandlung mit Kalk, Asche, usw.	pH-Wert > 9 Lagerdauer über 6 Monate Bei einem Wassergehalt < 25 % bei > 35°C sind längere Lagerdauern nötig	Geeignet für kleine und große Systeme
Mietenkompostierung	Lagerdauer über 1 Monat bei 55 bis 60°C Nachreifung 2 bis 4 Monate	Geeignet für kleinere Systeme
Boxenkompostierung	Lagerdauer über 1 Woche bei 50°C Falls die Temperatur nicht im gesamten Material gehalten werden kann, ist längere Lagerdauer nötig	Geeignet für größere Systeme
Thermophile Faulung	Lagerdauer über 14 d bei 50°C	Geeignet für größere Systeme
Verbrennung	< 10 % Kohlenstoff in der Asche	Geeignet für größere Systeme



6.4 Anforderungen an Lösungsmöglichkeiten

Die in dieser Arbeit zusammengestellten Lösungsmöglichkeiten sind für kleinere und kleine Kläranlagen entwickelt worden. Sie gelten nur eingeschränkt für größere Anlagen. In jedem Fall sollte im Einzelfall entschieden werden, ob eine getrennte, anaerobe Klärschlammstabilisierung (mesophile oder thermophile) Fäulung möglich ist.

6.4.1 Neue Definition der Schlammstabilisierung

Die bisherige Definition von Schlammstabilisierung ist unklar, bezieht sich jedoch auf Geruchsemissionen und Fäulnisfähigkeit.

Die ursprüngliche Zielsetzung der Schlammstabilisierung war es, die Lagerfähigkeit und landwirtschaftliche Verwertbarkeit von Klärschlamm durch weitgehende Reduzierung der organischen Schlamminhaltstoffe zu verbessern, d.h. die davon ausgehende Geruchsbelastung durch unkontrollierte anaerobe Vorgänge gering zu halten.

Aus Sicht der Kläranlagenbetreiber sind die Faktoren Geruch, Transportfähigkeit, Lagerung, Entwässerbarkeit und Mengenreduzierung von Klärschlamm bei der Schlammbehandlung entscheidend.

Im Hinblick auf die Verfahrensziele wäre aus aktueller Sicht zu ergänzen, dass die Umsetzung bzw. der Abbau organischer Schlamminhaltstoffe zur Vermeidung von negativen Umwelteinflüssen (Klimabilanz) unter minimierten Energie- und Ressourceneinsatz erfolgen muss.

Ein weiteres Ziel könnte die Verringerung von Krankheitserreger sein.

Der Geruch bei der Klärschlammbehandlung kann nicht vermieden werden - unabhängig vom Grad der Stabilisierung. Er kann stark von Einleitern aus Gewerbe und Industrie beeinflusst werden. Der Geruchsbelastung der Anwohner kann durch ausreichenden Abstand der Kläranlage zur benachbarten Bebauung oder durch technische Maßnahmen (Abluftbehandlung, Kapselung u.ä.) entgegengewirkt werden (ATV, 1997). Im Rahmen der Forderung nach Stabilität sollte man aber von dem Parameter Geruch absehen, da auch stabilisierter Schlamm Geruchsemissionen aufweist.



6.4.2 Größenklasse der Kläranlagen

Die vorgeschlagenen Lösungsmöglichkeiten sind für Anlagen ohne mesophile Faulung gedacht.

Eine Begrenzung nach oben für den Anwendungsbereich der Lösungsmöglichkeiten entsteht i.d.R. durch die Umstellung auf eine getrennte, mesophile Faulung. Diese Grenze ist im Einzelfall zu prüfen. Es ist anzunehmen, dass die ökologische und ökonomische Einsetzbarkeit der mesophilen Faulung durch die nachfolgenden hier vorgeschlagenen Lösungsmöglichkeiten nach oben verschoben wird.

Anlagen der GK 1 und 2 müssten nach Anhang 1 AbwV zur Einhaltung der Mindestanforderungen eigentlich nur Kohlenstoff eliminieren. Anlagen der GK 3 müssen mindestens eine gezielte Nitrifikation aufweisen, erst Anlagen der GK 4 und 5 sind immer auf gezielte Stickstoffelimination auszulegen.

Für Kläranlagen der GK 1 und 2 wird in den Arbeitsblättern DWA-A 222 und DWA-A 226 nur die Bemessung auf simultane aerobe Schlammstabilisierung beschrieben. Im Arbeitsblatt DWA-A 222 wird ein Bemessungsschlammalter von mindestens 25 d für Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung bei betrieblicher Denitrifikation angegeben. Im Arbeitsblatt DWA-A 226 werden für Stabilisierungsanlagen mit Nitrifikation 20 d genannt, für Stabilisierungsanlagen mit Nitrifikation und Denitrifikation mindestens 25 d. Hierbei wird jedoch ein aerober Mindestanteil von 65 % gefordert. Im Arbeitsblatt DWA-A 226 wird explizit auf die Gültigkeit des Arbeitsblattes DWA-A 131 auch für Anlagen unter 5.000 EW hingewiesen.

Bei einer Anlage mit simultaner, aerober Schlammstabilisierung mit einem aeroben Schlammalter von 20 d wird automatisch Nitrifikation erreicht. Bei einem Schlammalter von 25 d wird durch oftmals energetisch veranlasste Belüftungspausen auch die Möglichkeit der Denitrifikation geschaffen.

Für Anlagen, die auf reine Kohlenstoffelimination ausgelegt sind, wird im Arbeitsblatt DWA-A 131 ein Schlammalter von 4 bis 5 d angegeben. Das Schlammalter hat signifikanten Einfluss auf das Volumen des Belebungsbeckens und somit auf die hydraulische Aufenthaltszeit des Abwassers. Eine Reduzierung des Schlammalters von 25 d auf 5 d würde zu einer Verkleinerung des Belebungsbeckens auf 20 % führen, was die Betriebsstabilität erheblich verringert. Stoßbelastungen, die i.d.R. bei kleineren Anlagen stärker ausgeprägt sind, können dann Auswirkungen auf die Ablaufqualität haben. Insbesondere zu Beginn von Regenereignissen sind derart kleine Belebungsbecken kritisch zu sehen. Außerdem liegen derzeit kaum aktuellen Erfahrungen zum Betrieb von Belebungsanlagen mit sehr geringem Schlammalter vor. Auch die Möglichkeit einer Nachstabilisierung scheint bei solch geringen Schlammaltern unrealistisch.



Die oftmals geringe Personaldecke und Ausbildungsniveau kleiner Anlagen und die damit verbundene geringere Kontrolle kann dazu führen, dass Ablaufspitzen gar nicht oder zu spät erkannt werden. Nach EÜV ist der CSB/BSB₅ im Ablauf für Anlagen zwischen 1.000 und 5.000 EW nur einmal monatlich zu bestimmen. Auch der Einsatz von Automatisierungstechnik ist ohne ausreichend qualifiziertes Personal nicht zuverlässig nutzbar.

Bei Anlagen der GK 3 wird in den Mindestanforderungen bereits eine gezielte Nitrifikation gefordert; bei Anlagen der GK 4 wird die Stickstoffelimination verlangt. Eine Nitrifikation ohne Denitrifikation wird aufgrund der erforderlichen Säurekapazität im Ablauf vor allem bei weichem Wasser in der Literatur nicht empfohlen. Das für die Stickstoffelimination erforderliche Mindestschlammalter darf demnach nicht unterschritten werden, um die Ablaufgrenzwerte nicht zu gefährden.

Biofilmanlagen können und werden teilweise auf reine Kohlenstoffelimination ausgelegt (siehe DWA-A 222 und 281). Betriebliche Probleme dieser Anlagen (z.B. Verschlammung) sind bekannt. Für kleine Anlagen unter 1.000 EW wird jedoch mit Hinweis auf die ausgeprägten Zufluss- bzw. Belastungsspitzen eine Abminderung der Raumbelastung empfohlen (ATV-DVWK-A 281, 2001).

Das LfU-Merkblatt Nr. 4.4/22 vom 15.02.2013 „Anforderungen an Einleitungen von häuslichem und kommunalem Abwasser sowie an Einleitungen aus Kanalisation“ regelt die lokalen Anforderungen an die Abwassereinleitung in Abhängigkeit von der Vorflutsituation. Insbesondere kleinere Kläranlagen im ländlichen Raum, die oftmals an leistungsschwachen Vorflutern liegen, werden durch entsprechende Mischungsrechnung mit einer erhöhten Anforderungsstufe, d.h. erhöhte Reinigungsanforderungen, versehen. Dies betrifft insbesondere die gesicherte Nitrifikation und Denitrifikation was wiederum zum Einhalten der Mindestschlammalter für die Nitrifikation führt (LfU 4.4/22, 2013).

Eine Aufgabe der Forderung nach Stabilisierung darf aus wasserwirtschaftlicher und betrieblicher Sicht für kleinere Anlagen nicht zur Reduzierung des Schlammalters auf reine Kohlenstoffelimination führen.

Es kann keine Aussage getroffen werden, ob die gewonnenen Erkenntnisse (z.B. zu Geruchs- und Gasemissionen, Lagerfähigkeit etc.) auf Anlagen mit sehr geringen Schlammaltern (<< 15 d) übertragen werden können. Eine mögliche Nachstabilisierung bei so geringen Schlammaltern muss kritisch hinterfragt werden.

Das Ziel der Abwasserreinigung muss oberste Priorität haben.



6.4.3 Mindestschlammalter nach DWA-Arbeitsblatt A 131 (Gelbdruck)

Bemerkungen zur simultanen aeroben Schlammstabilisierung im DWA-Arbeitsblatt A 131 (DWA-A 131, Gelbdruck, März 2015)

Das DWA-Arbeitsblatt A 131 bietet die Möglichkeit zur Bemessung von Belebungsanlagen mit und ohne simultane aerobe Schlammstabilisierung. Das Arbeitsblatt DWA-A 131 fordert nicht grundsätzlich eine Stabilisierung. Die Arbeitsblätter DWA-A 222 und 226 verweisen darauf. Daher ist auch der Ansatz denkbar das Schlammalter auf das für die Abwasserreinigung erforderliche Maß abzusenken und den Schlamm getrennt – analog zur getrennten anaerob-mesophilen Stabilisierung – im Rahmen einer „kalten Faulung“ nachzustabilisieren. Im Regelwerk wird der Ansatz einer zulässigen Absenkung des Schlammalters auf 20 d mit anschließender einjähriger Lagerdauer genannt. Im Vergleich zu anderen im Regelwerk genannten Lagerdauern zur Schlammstabilisierung (z.B. 60 d bei Emsscherbecken) ist das sehr lang. Insgesamt ist das DWA-Regelwerk in diesem Punkt teilweise widersprüchlich. Es entsteht der Eindruck, dass die Anforderungen speziell für kleinere Anlagen in den letzten Jahren nicht mehr überprüft oder überarbeitet wurden.

Das Bemessungsschlammalter von Anlagen, die für aerobe Schlammstabilisierung inkl. Nitrifikation zu bemessen sind, muss laut Arbeitsblatt mindestens 20 d betragen. Dieses Schlammalter ist als aerobes Schlammalter zu betrachten. Wird auch gezielte Denitrifikation verlangt bzw. durchgeführt, muss das Schlammalter nach A 131 unabhängig vom erforderlichen V_{DN}/V_{BB} -Verhältnis mindestens 25 d betragen.

Die Stabilisierung ist temperaturabhängig und nimmt einen relativ breiten Bereich von unter 5 bis über 50 erforderlichen Tagen ein (siehe Abbildung 47). Das im Arbeitsblatt geforderte minimale aerobe Schlammalter von 20 d ergibt sich bei einer Temperatur von 15°C. Eine weitgehende Stabilisierung des Schlammes ist nur gewährleistet, wenn das aerobe Schlammalter ausreichend hoch ist. Anlagen mit Nitrifikation und Denitrifikation, die lange unbelüftete Phasen zur Denitrifikation aufweisen bzw. mit dem Ziel einer energetischen Optimierung dauerhaft mit einem hohen nicht-belüfteten Volumenanteil betrieben werden, weisen demzufolge zwangsläufig eine unzureichende aerobe Schlammstabilisierung auf.

Aus dem Diagramm geht hervor, dass bei $T = 10^{\circ}\text{C}$ für die Schlammstabilisierung sogar ein aerobes Schlammalter von 25 d erforderlich wäre.

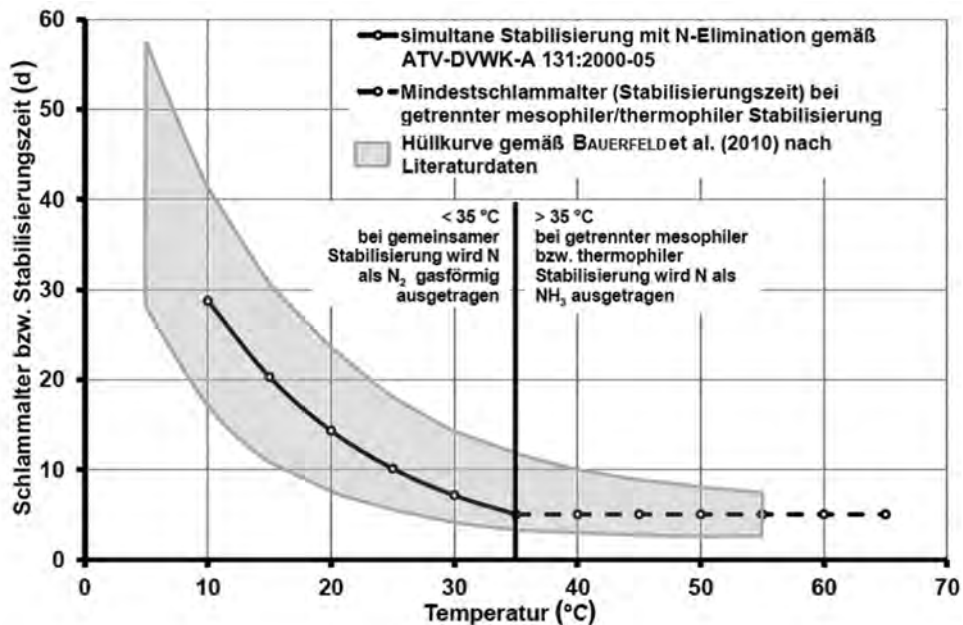


Abbildung 47: Aerobes Schlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur für die gemeinsame und getrennte aerobe Schlammstabilisierung (DWA-M 368, 2014)

Abbildung 48 zeigt, dass das rechnerisch erforderliche Gesamtschlammalter für die simultane aerobe Schlammstabilisierung unter Berücksichtigung der tatsächlichen unbelüfteten Phasen zur Denitrifikation bzw. das resultierende V_{DN}/V_{BB} -Verhältnis. Dies ist erforderlich, um ein ausreichend hohes aerobes Schlammalter zu erreichen, welches für eine Stabilisierung entscheidend ist.

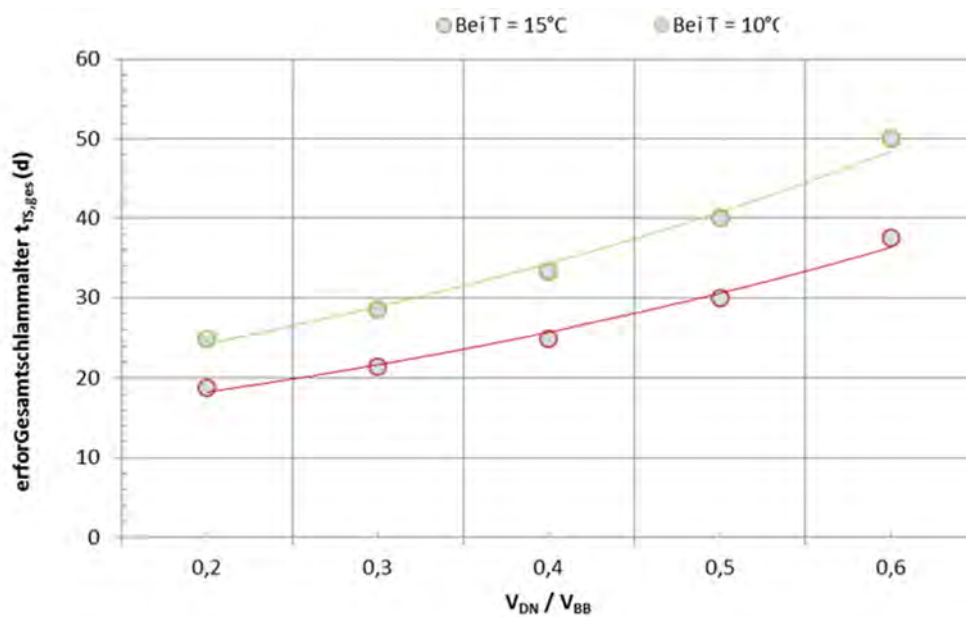


Abbildung 48: Erforderliches Gesamtschlammalter in Abhängigkeit des V_{DN} - V_{BB} -Verhältnis bei 15°C und 10°C, Verfahrensziel: Schlammstabilisierung

Dabei wird deutlich, dass der im DWA-Arbeitsblatt A 131 genannte Wert für das Bemessungsschlammalter von 25 d nur bis zu einem V_{DN}/V_{BB} -Verhältnis von 0,25 gilt. Bei den inzwischen meist üblichen V_{DN}/V_{BB} -Verhältnissen von 0,5 – 0,6 (Stromeinsparung), müssten Gesamtschlammalter von mindestens 30 d bei $T = 15^\circ\text{C}$ bzw. von bis zu 50 d bei $T = 10^\circ\text{C}$ gefahren werden, wenn eine simultane aerobe Schlammstabilisierung erreicht werden soll.

Für eine simultane aerobe Schlammstabilisierung wäre i.d.R. also theoretisch ein Bemessungsschlammalter > 25 d erforderlich.

Ermittlung des Mindestschlammalters für gezielte Stickstoffelimination gemäß DWA-Arbeitsblatt A 131 (DWA-A 131, Gelbdruck, März 2015)

Das Arbeitsblatt gilt grundsätzlich für die Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Die für die Bemessung erforderlichen Stoßfaktoren werden allerdings nicht für Anlagen unter 20.000 EW differenziert.

Würde die Forderung eines Bemessungsschlammalters von 25 d für simultane aerobe Stabilisierung aufgegeben, wäre das entsprechende Bemessungsalter für die erforderliche Abwasserreinigung relevant.

Das für die Nitrifikation einzuhaltende (aerobe) Bemessungsschlammalter berechnet sich zu:

$$t_{TS,aerob,Bem} = PF \cdot \frac{1}{\mu_{A,max}} \cdot 1,6 \cdot 1,103^{(15-T)} \quad [\text{d}]$$

Die maximale Wachstumsrate $\mu_{A,max}$ für die Nitrifikanten liegt bei 0,47 bei 15°C . Durch einen festen Sicherheitsfaktor $SF = 1,6$ wird gewährleistet, dass genügend Nitrifikanten im Belebtschlamm gehalten werden können.

Mit dem zusätzlich zu berücksichtigenden neuen Prozessfaktor (PF) werden Einflüsse aus Schwankungen der maximalen Wachstumsrate und aus Schwankungen der Stickstofffrachten des Zulaufs quantitativ berücksichtigt. Darüber hinaus fließt die Höhe des Überwachungswertes für den Parameter Ammonium mit ein. Der Prozessfaktor liegt bei mindestens 1,45 für große Anlagen. Da bei kleineren Anlagen die Schwankungen der Stickstofffrachten im Zulauf i.d.R. deutlicher ausgeprägt sind, ist hier ein Wert von mindestens 2,0 ($\text{NH}_4\text{-N}_{e,\text{ÜW}} = 10 \text{ mg/l}$) bzw. von 2,7 (bei erhöhten Anforderungen, z.B. $\text{NH}_4\text{-N}_{e,\text{ÜW}} = 5 \text{ mg/l}$) anzusetzen.

Abbildung 49 zeigt die Abhängigkeit des Bemessungsschlammalters für die Nitrifikation von der Temperatur im Belebungsbecken für die beiden o.g. Prozessfaktoren.

Für die typische Bemessungstemperatur von $T = 10^{\circ}\text{C}$ würde das minimal erforderliche aerobe Schlammalter somit zwischen 11 und 15 d liegen (nur Nitrifikation).

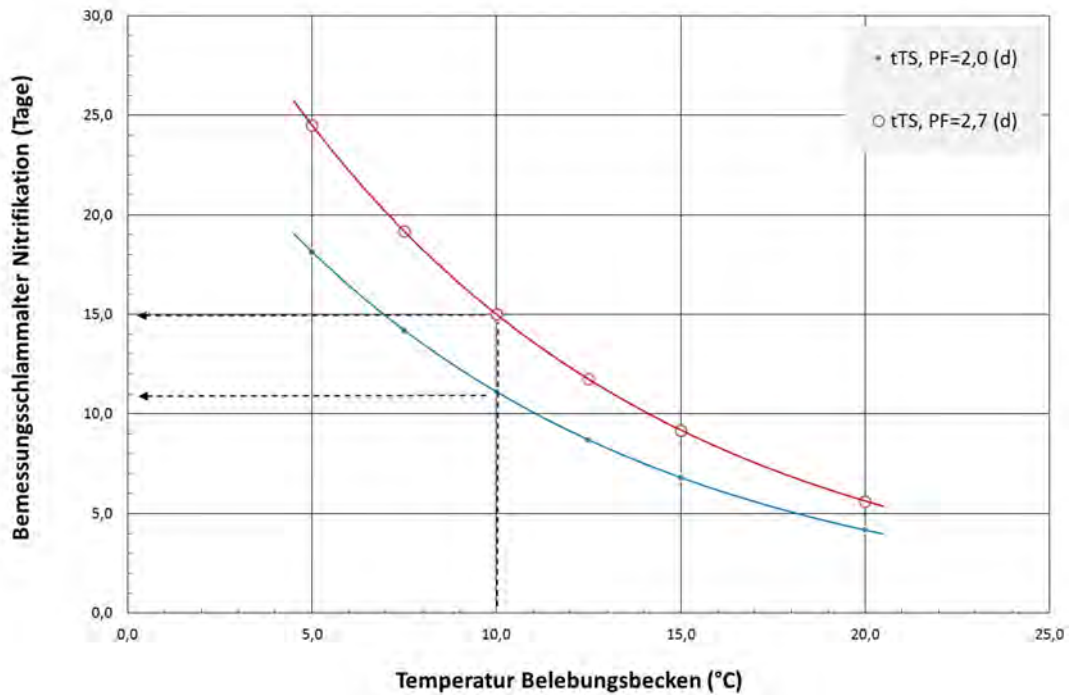


Abbildung 49: Bemessungsschlammalter t_{TS} für Nitrifikation in Abhängigkeit von der Temperatur im Belebungsbecken

Das Bemessungsschlammalter für Nitrifikation und Denitrifikation ergibt sich unter Berücksichtigung des V_D/V_{BB} -Anteils:

$$t_{\text{TS,Bem}} = t_{\text{TS,aerob}} \cdot \frac{1}{1 - (V_D/V_{\text{BB}})} \quad [\text{d}]$$

Abbildung 50 und Abbildung 51 zeigen die Abhängigkeit des Gesamtschlammalters vom V_D/V_{BB} -Anteil für unterschiedliche Temperaturen ($5 - 20^{\circ}\text{C}$) - je nach Prozessfaktor (siehe oben). Für die typische Bemessungstemperatur von $T = 10^{\circ}\text{C}$ und ein V_D/V_{BB} -Verhältnis von 0,4 ergibt sich das minimal erforderliche Gesamtschlammalter mit 18 d (für $\text{PF} = 2,0$, normale Anforderungen, Abbildung 50) bzw. 22 d (für $\text{PF} = 2,7$, erhöhte Anforderungen, Abbildung 51).

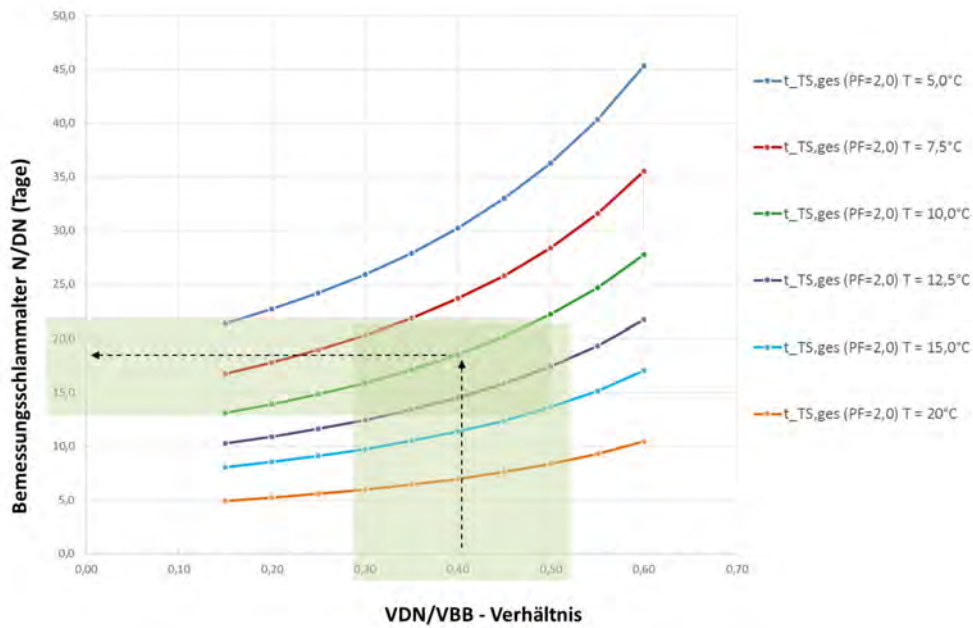


Abbildung 50: Bemessungsschlammalter in Abhängigkeit von V_{DN} - V_{BB} -Verhältnis und Temperatur nach DWA-A 131 mit dem **Prozessfaktor PF = 2,0**, Verfahrensziel: Nitrifikation und Denitrifikation für $\leq 10 \text{ mg}/\text{INH}_4\text{-N}$

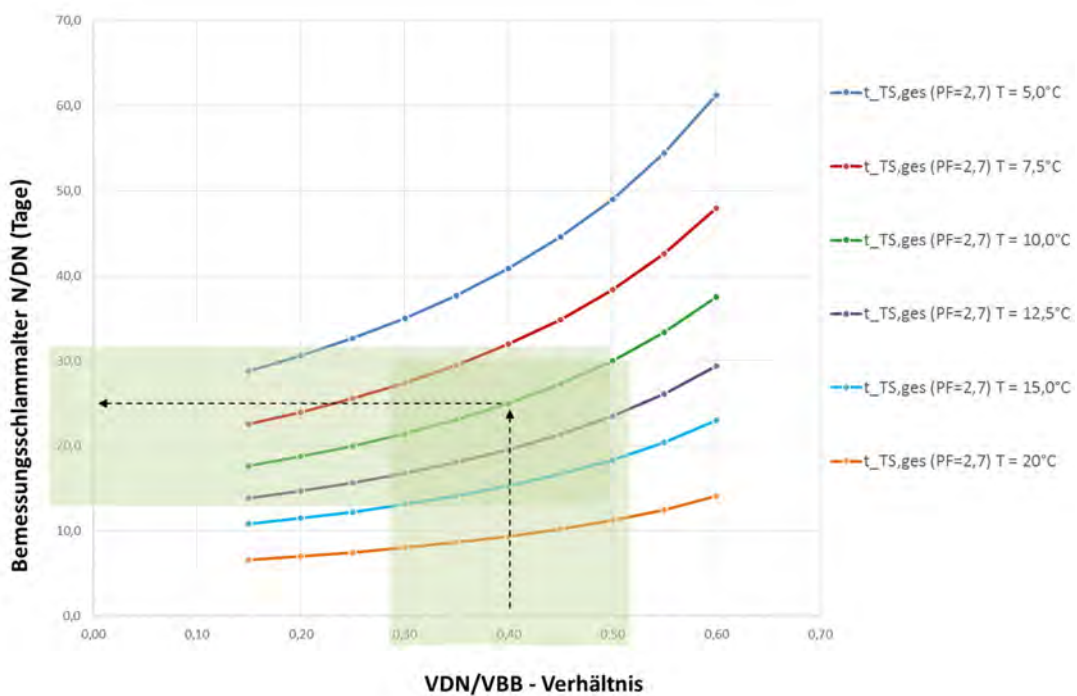


Abbildung 51: Bemessungsschlammalter in Abhängigkeit von V_{DN} - V_{BB} -Verhältnis und Temperatur nach DWA-A 131 mit dem **Prozessfaktor PF = 2,7**, Verfahrensziel: Nitrifikation und Denitrifikation für $\leq 5 \text{ mg}/\text{INH}_4\text{-N}$



Der Gelbdruck des Arbeitsblattes DWA-A 131 sieht vor, dass auch V_{DN}/V_{BB} -Verhältnisse bis 0,6 zulässig sind. Bisher war das Verhältnis auf 0,5 begrenzt. Die Verschiebung des C:N-Verhältnisses in der Vorklärung ist maßgeblich für hohe V_{DN}/V_{BB} -Verhältnisse verantwortlich.

Bei einer Bemessungstemperatur von 10°C und einem maximal zulässigen V_{DN}/V_{BB} -Verhältnis von 0,6 würde sich ein rechnerisches Bemessungsschlammalter von annähernd 40 d ergeben (siehe Abbildung 51). Für eine aerobe Stabilisierung ist allerdings unabhängig der Randbedingungen nur ein pauschales Schlammalter von 25 d gefordert.

Wird beispielsweise bei einer überlasteten Kläranlage das Schlammalter auf das Mindestschlammalter reduziert, statt eine Vorklärung zur Entlastung der Belebung vorzuschalten, ist von einem eher geringen V_{DN}/V_{BB} -Verhältnis auszugehen. In diesem Fall wäre eine Absenkung des Bemessungsschlammalters auf das Mindestschlammalter möglich. Bei Einsatz einer Vorklärung ist durch die Verschiebung des C:N-Verhältnisses ein Mindestschlammalter unter 25 d oft nicht möglich.

Es ist zu berücksichtigen, dass bei einer Reduzierung des Schlammalters auf das Mindestschlammalter, das aerobe Schlammalter in jedem Fall eingehalten werden muss! Wird das aerobe Schlammalter unter die Bemessungswerte für die Nitrifikation abgesenkt, ist mit dem Zusammenbrechen der Nitrifikation und dem damit verbundenen Ausfall der Denitrifikation zu rechnen. Bei Einsatz von Regelungssystemen ist dies kritisch zu hinterfragen und entsprechende Gegenmaßnahmen zu ergreifen (z.B. minimale Belüftungszeiten festlegen).

Wird das Schlammalter auf das Mindestschlammalter reduziert, wird nur eine Teilstabilisierung des Schlammes in der Belebung erreicht. Daher ist auch der aerobe Anteil von 65 % nicht mehr relevant. Das aerobe Schlammalter ist nach der Bemessung einzuhalten, um die Ablaufgrenzwerte nicht zu gefährden.

Das entsprechende Mindestschlammalter und das erforderliche aerobe Schlammalter ist für jede Anlage einzeln nachzuweisen. Grundsätzlich ist das Arbeitsblattes-A 131 zu beachten. Entscheidend ist das C:N-Verhältnis im Zulauf zur Belebung (z.B. Vorklärung), der ermittelte Prozessfaktor PF sowie die jeweilige Bemessungstemperatur.

Die Berechnungen wurden auf Grundlage des Gelbdrucks 2015 des neuen Arbeitsblattes-A 131 gemacht (DWA-A 131, Gelbdruck, März 2015). Sollten sich gegenüber des Weißdruckes noch Änderungen ergeben, sind diese entsprechend zu berücksichtigen.



6.4.4 Erforderliche Lagerkapazität für die Nachstabilisierung in der kalten Faulung

Wird statt 25 d Schlammalter das Mindestschlammalter gewählt, erfolgt in der biologischen Stufe eine Teilstabilisierung des Schlammes. Für die landschaftsbauliche und landwirtschaftliche Verwertung muss eine Nachstabilisierung erfolgen, z.B. durch kalte Faulung. Bei der kalten Faulung ist keine enorme Reduktion der organischen Substanz zu erwarten (siehe Kap. 7). Daher ist für eine sinnvolle Nachstabilisierung durch kalte Faulung die Einhaltung eines ausreichenden Mindestschlammalters und v.a. auch des aeroben Mindestschlammalters zwingende Voraussetzung. Bei zu geringen Schlammaltern in der Belebung scheint eine Nachstabilisierung als kalte Faulung nicht ausreichend.

Ist der Überschussschlamm bereits aerob stabilisiert, so muss eine Speicherkapazität zur Gewährleistung der Schlammensorgung eingehalten werden. Das Arbeitsblatt DWA-A 222 nennt eine Speicherzeit von mindestens 3 Monaten, das Arbeitsblatt DWA-A 226 empfiehlt eine Speicherkapazität von einem Monat bei ganzjähriger Entsorgung bzw. mindestens 6 Monaten bei landwirtschaftlicher Verwertung (DWA-A 222, 2011; DWA-A 226, 2009). Laut DWA-Arbeitsbericht wird für die landwirtschaftliche Verwertung für eine bedarfsgerechte Düngung eine Lagerkapazität von 6 bis 12 Monaten bzw. für eine thermische Entsorgung des Klärschlammes eine Kapazität von 3 bis 6 Monaten empfohlen (DWA-Arbeitsbericht, 2010).

Die für eine Nachstabilisierung erforderlichen Lagerdauern bzw. Lagerkapazitäten gehen in der Literatur stark auseinander. Des Weiteren ist oft unklar, ob es sich um eine hydraulische Aufenthaltszeit, also eine mittlere Lagerdauer analog der mesophilen Faulung, oder die maximale Lagerkapazität handelt. Bei kontinuierlicher Beschickung eines Behälters und intervallartiger Entsorgung wie sie bei Schlammstapelbehältern die Regel ist, entsteht eine mittlere Lagerdauer, die etwa der Hälfte des Entsorgungsintervalls entspricht.

Tabelle 22: Zusammenfassung der für eine Stabilität nötige Schlammalter und Lagerzeiten in Schlammstapelbehältern / Abwasserteichen

Überblick über die Schlammalter		
Quelle	Schlammalter in der Belebung	Lagerzeiten in einem Schlammstapelbehälter
ATV-DVWK-A 131 (Mai 2000)	t(Bemessung, N) > 20 d t(Bemessung, N+DN) > 25 d	t(TS,Bem.) = 20 d + 1 Jahr für Stabilisierung
ATV Handbuch Klärschlamm (1996)	t(gesamt) > 25 d (zur biologischen Teilstabilisierung) 40 d bei < 10°C und BSB5 < 0,05 kg/(kg*d)	120 d für Erdbecken und unbeheizte Faulräume 60 d für Emscherbrunnen
Wiener Mitteilungen Band 202	t(gesamt) > 25 d (bei 10°C ca. 30 d; nach Abbildung) 33 d für simultan aerobe Stabilisierung	90 bis 120 d
DWA-M 368 (Juni 2014)	t(aerob) > 20 d t(gesamt) > 25 d	125 d bei 10°C bzw. 65 d bei 20°C nach Bild 5
Nowak (1998)	t(gesamt) = 70 d bei 8°C	-
DWA-A 201	-	Für Teiche: - 1 Jahr bei Absetzteiche - Mehrjährige Räumung bei Schönung oder Nachklärung (mit Schilfbewuchs) - Faulzeit für Absetzteiche über Faulzeit für Kaltfaulung
ATV Handbuch (1997) Biologische und weitergehende Abwasserreinigung	-	Für Teiche: - Halbjährliche Räumung

Die in der Tabelle zusammengestellten Lagerdauern für eine Stabilisierung reichen von mehreren Jahren für Schönungs- und Nachklärteiche (DWA-A 201, 2005), über 1 Jahr bei Reduktion des Schlammalters auf 20 d (DWA-A 131, 2000) und für Absetzteiche (entsprechend Primärschlamm; (DWA-A 201, 2005)) bis zu 60 d für Emscherbrunnen (ATV, 1996).



Das bayerische Landesamt für Landwirtschaft gibt für Gülle beispielsweise eine Lagerkapazität nach Anlagenverordnung wassergefährdender Stoffe (VAWS) von 6 Monaten an (Wendland & Attenberger, 2009).

In den WHO-Guidelines „Excreta and greywater use in agriculture“ wird zur Behandlung von Fäkalien und Klärschlamm vor deren Einsatz in der Landwirtschaft eine Lagerung bei Umgebungstemperaturen von 2 bis 20°C von 1,5 bis 2 Jahren empfohlen. Bei höheren Temperaturen verringert sich die Lagerdauer (Buchauer, 2007). Es ist zu berücksichtigen, dass diese Lagerdauern auch für Fäkalien gelten.

Die Lagerdauer der kalten Faulung zur Nachstabilisierung von nicht aerob stabilisiertem Schlamm ist nur für die landwirtschaftliche und die landschaftsbauliche Verwertung von Relevanz. Für die thermische Verwertung ist eine Nachstabilisierung nicht erforderlich. Eine Lagerung ist natürlich möglich, sollte aber aufgrund des Abbaus organischer Substanz so kurz wie möglich gehalten werden.

Für die kalte Faulung werden Werte im Bereich von 120 d angegeben. Für Em-scherbrunnen, die ebenfalls eine Form der kalten Faulung darstellen, werden nur 60 d gefordert (ATV, 1996). Unklar ist, ob es sich um die Kapazität oder die mittlere Lagerdauer handelt. Nach Merkblatt-M 368 handelt es sich um die mittlere Lagerdauer.

Nowak fordert auch bei der kalten Faulung eine Temperatur von $> 5^{\circ}\text{C}$ (Nowak, et al., 2002). Diese Forderung kann vermutlich im Winter nicht erfüllt werden (siehe Kap. 5.10). Des Weiteren wird eine ausreichende Beschickung mit Rohschlamm gefordert. Auch eine komplette Leerung sollte vermieden werden, da sonst nicht in ausreichendem Maße Impfschlamm im Behälter bleibt. Auch Em-scherbrunnen sind auf eine Faulzeit von 3 bis 4 Monaten auszulegen. Speziell für Kaltstapel wird empfohlen auf eine ausreichende Isolierung zu achten ebenso wie auf eine Umwälzeinrichtung. Die Aufenthaltszeit sollte eine Faulzeit von mindestens 4 Monaten (entsprechend 120 d) betragen (Nowak, et al., 2002).

In Kap. 5.10 sind Erkenntnisse zu den Schlammstapelbehältern der Beispielanlagen zusammengefasst. Es ist deutlich, dass in den Schlammstapelbehältern Stabilisierungsprozesse stattfinden. Eine Auswertung der Stabilisierungskriterien in Abhängigkeit von der Lagerdauer hat gezeigt, dass für die Beispielanlagen nach etwa 200 d eine weitgehende Stabilisierung eingetreten ist. Auf der Kläranlage AZ konnte über die zeitlich versetzten Probenahmen zwischen Entleerungen eine zunehmende Stabilisierung nachgewiesen werden. Neben der zeitlichen Komponente hat offensichtlich auch die Temperatur einen erheblichen Einfluss auf den Grad der Stabilisierung.

Im Winterhalbjahr sollte eine Lagerkapazität von mindestens einem halben Jahr eingehalten werden. Diese Lagerkapazität liegt zwar unter der in Arbeitsblatt A 131 genannte Nachstabilisierung von 1 Jahr, jedoch deutlich über 60 bzw. 110 d. Auch die im Merkblatt-M 368 geforderte mittlere Lagerdauer bei 10°C von 90 bis 120 d (siehe Abbildung 52) entsprechend einer Lagerkapazität von 180 bis 240 d kann weitgehend eingehalten werden. Auch auf der Beispielkläranlage AZ konnte mit einer halbjährigen Lagerkapazität bis Ende April eine weitgehende Stabilisierung erreicht werden.

Es ist zu beachten, dass die Kläranlage AZ ein hohes Gesamtschlammalter über 25 d aufweist und somit der Schlamm also nominell schon stabilisiert sein müsste. Durch geringe Belüftungszeiten und eine geringe Belegung mit Belüftungseinrichtungen liegt jedoch nur ein geringes aerobes Schlammalter vor. Die Stabilisierungsparameter des Überschussschlammes haben keine Stabilisierung ergeben. Es wird empfohlen, die Versuche an einem Speicher mit teilstabilisiertem Schlamm zu wiederholen.

Auch in den einjährigen Versuchen in separaten Fässern konnte nach etwa einem halben Jahr die Absenkung des Glühverlustes unter 55 % beobachtet werden, obwohl es im Winter sogar zu Eisbildung auf dem Schlammfass gekommen ist (siehe Abbildung 36).

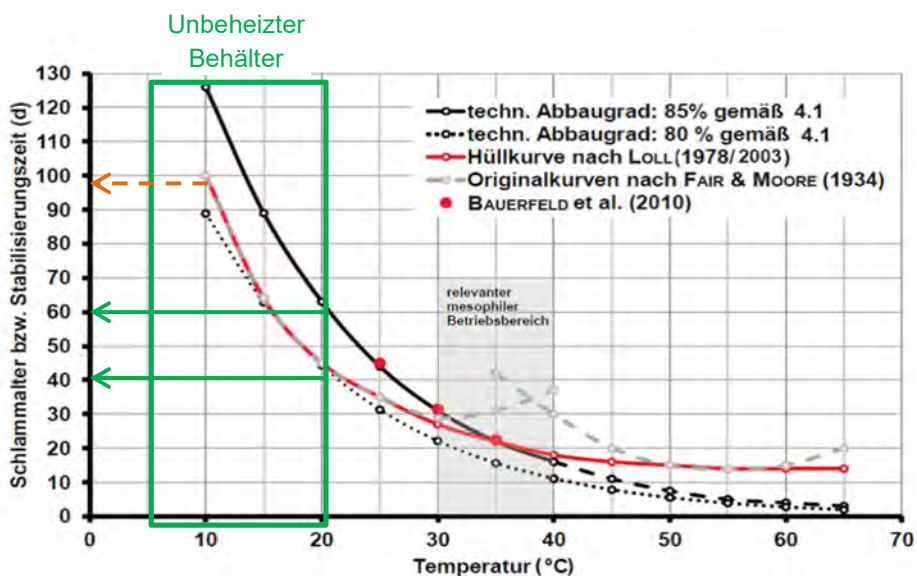


Abbildung 52: Erforderliches anaerobes Schlammalter zum Erreichen der technischen Faulgrenze bei der einstufigen Faulung in Abhängigkeit der Temperatur (DWA-M 368, 2014)



Die kalte Jahreszeit ist der maßgebende Lastfall für die Auslegung der kalten Faulung, da nur während der Vegetationsperiode Klärschlamm ausgebracht werden kann. Im Sommer mit steigenden Temperaturen hat sich eine bessere Stabilisierung bei den Beispielanlagen gezeigt.

Evtl. könnte unter idealen Bedingungen die erforderliche Lagerkapazität auf 120 d verkürzt werden. Nach Abbildung 52 ist für 20°C nur noch eine mittlere Lagerdauer von 45 bis 60 d erforderlich, entsprechend maximal 120 d. Dies würde mindestens eine teilweise Entleerung des Schlammstapelbehälters vor Ende der Vegetationsperiode ermöglichen. Unter idealen Bedingungen wird z.B. verstanden, dass keine Primärschlammanteile vorhanden sind, die Temperaturen mindestens über 15°C liegen und eine Vorstabilisierung durch erhöhte Temperaturen in der Belebung erfolgt ist.

Auch die Ergebnisse der Untersuchungen auf der Kläranlage AZ haben gezeigt, dass im Sommerhalbjahr eine weitgehende Stabilisierung bereits nach 4 Monaten eingetreten war (siehe Abbildung 40).

Im Rahmen der Ortstermine hat sich gezeigt, dass eine Lagerkapazität von 6 Monaten im Schlammstapelbehälter nicht unüblich ist. Dies ist eventuell aus der früher weitverbreiteten landwirtschaftlichen Verwertung entstanden. Vor allem bei kleineren Anlagen ist jedoch eine ausreichende Lagerkapazität auch bei mobiler Schlammmentwässerung erforderlich (kleine anfallende Schlammengen). In der kalten Jahreszeit wird die Entsorgung von Schlamm aus betrieblichen Gründen (Erreichbarkeit Kläranlage, Frostgefahr fliegender Leitungen, Umgang mit mobilen Schlammmentwässerungsanlagen, etc.) soweit möglich vermieden.

Nach einer kalten Faulung ist die Verwertung von Schlamm in einer fremden Faulung durch den geringen zu erwartenden Gasertrag i.d.R. nicht mehr sinnvoll.

Zur Erhöhung der Lagerkapazität des Schlammstapelbehälters ist evtl. eine Eindickung (statisch oder maschinell) möglich. Bei der landwirtschaftlichen Verwertung ist dies ggfs. bei Einsatz von Polymeren zukünftig nicht mehr möglich.

Für primärschlammhaltige Gemische, wie sie z.B. bei Biofilmanlagen auftreten, sollte sich die Lagerdauer an die Forderung des Arbeitsblattes A 201 für Absetzteiche orientieren und die Lagerkapazität mindestens 1 Jahr betragen. Die mikrobiologischen Untersuchungen haben einen deutlichen Einfluss des Primärschlammes gezeigt. Dieser war jedoch auch noch in der Probe feststellbar, die bereits eine Lagerkapazität von 1,8 Jahre aufwies. Die Belastung der primärschlammhaltigen Proben lag im unteren Bereich der Fäkalbakterienkonzentration von Gülle (siehe Kap. 4.2). Hier wird eine mikrobiologische Bewertung und Überprüfung der Auswirkungen empfohlen.



Durch die kontinuierliche Beschickung von Schlammstapelbehältern erfolgt eine ständige Versorgung mit leicht abbaubarem Material. Daher wird oft von einer verbesserten Stabilisierung durch getrennte Behälter, die nicht weiter beschickt werden, gesprochen. Die Kläranlage SR verfügt über zwei Behälter, wovon immer nur ein Behälter beschickt wird. Sobald ein Behälter gefüllt ist und kein Trübwasserabzug mehr möglich ist, wird der Behälter bis zum Abtransport nach etwa sechs Monaten nicht weiter beschickt (Batch-Betrieb). Während dieser Zeit wird der zweite Behälter beschickt. Einmal jährlich werden beide Behälter gleichzeitig geleert. Ob tatsächlich eine bessere Stabilisierung erreicht werden kann, konnte jedoch im Rahmen dieses Projektes nicht geklärt werden.

Eine definitive Festlegung der Lager- bzw. Kapazitätzdauer kann jedoch erst erfolgen, wenn der Begriff Stabilisierung konkretisiert wurde.

Des Weiteren werden detailliertere Untersuchungen zu diesem Thema, z.B. mit Anlagen mit reduziertem Schlammalter empfohlen.



6.4.5 Bemessungsgrundsätze und konstruktive Hinweise für Schlamm-speicher

Die Speicherung von flüssigem Klärschlamm ist sowohl bei der landwirtschaftlichen Verwertung, als auch bei einer periodischen, maschinellen Entwässerung z.B. durch einen externen Dienstleister erforderlich.

Üblicherweise erfolgt die Speicherung in oberirdisch aufgestellten Stahlbeton- oder Stahl-Rundbecken, die mit einem Rührwerk zur Homogenisierung vor der Entnahme des flüssigen Klärschlammes sowie einer Vorrichtung zum Trübwasserabzug ausgerüstet sind.

Neben der Aufgabe der Speicherung dienen diese Schlammstapelbehälter auch zur statischen Eindickung des Überschussschlammes von etwa 0,7 bis 1,1 %TR auf 2,0 bis maximal 3,5 %TR (abhängig vom anorganischen Anteil, Gasbildung, Temperatur, Betriebsweise, etc.).

Die Größe des erforderlichen Speichervolumens (Lagerkapazität) richtet sich nach dem Schlammanfall bzw. dem erreichbaren Eindickgrad (in %TR) sowie den Schlammensorgungsintervallen. Bei landwirtschaftlicher Verwertung müssen die Zeiten mit Ausbringungsverbot beachtet werden (z.B. Wintermonate ohne Vegetation). Üblicherweise sind dies mindestens vier Monate (ATV, 1996).

Abschätzung des Schlammanfalls (voreingedickt) mit:

$$b_{d,ÜS,min} = 35 \text{ g}_{TM}/(EW*d) \text{ mit } 2,0 \text{ bis maximal } 3,5 \% \text{ entspricht } 1,0 \text{ bis } 1,8 \text{ l}/EW$$

$$b_{d,ÜS,max} = 50 \text{ g}_{TM}/(EW*d) \text{ mit } 2,0 \text{ bis maximal } 3,5 \% \text{ entspricht } 1,4 \text{ bis } 2,5 \text{ l}/EW$$

Abschätzung des erforderlichen spezifischen Speichervolumens mit:

$$q_{d,ÜS,min} = 1,0 \text{ l}/(EW*d) \text{ mit } 90 \text{ bis } 150 \text{ d Lagerkapazität entspricht } 90 \text{ bis } 150 \text{ l}/EW$$

$$q_{d,ÜS,max} = 2,5 \text{ l}/(EW*d) \text{ mit } 90 \text{ bis } 150 \text{ d entspricht } 225 \text{ bis } 375 \text{ l}/EW$$

Aus betrieblichen Gründen ist es zweckmäßig das Gesamtspeichervolumen auf mindestens zwei Einheiten aufzuteilen. Ohnehin finden bei den meisten Schlammspeichern die Arbeitsschritte: „Füllen“, „Eindicken“ und „Lagern“ gleichzeitig statt. Aber zumindest während des „Entleerens“ sollte ein unabhängiger Betrieb möglich sein.

Bei periodischer Schlamm entwässerung ist ein entsprechend großer Filtratspeicher erforderlich.

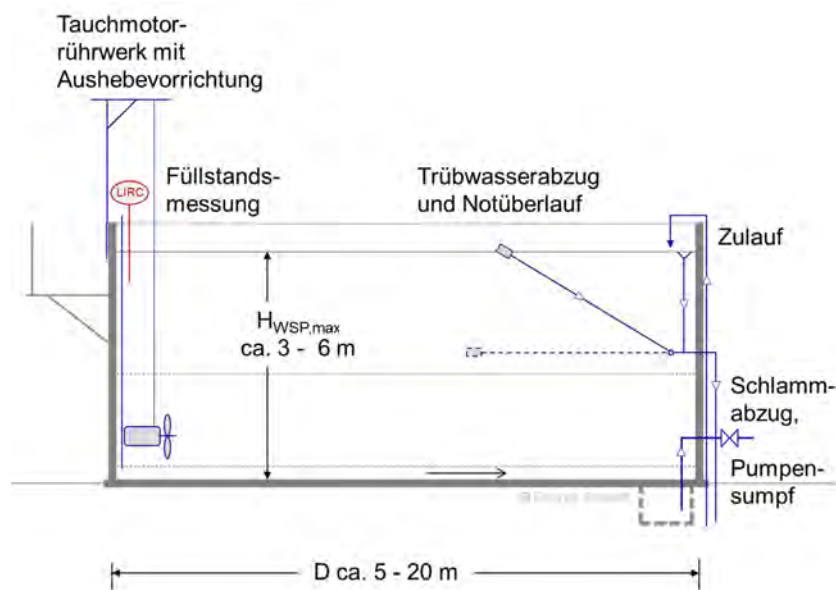


Abbildung 53: Skizze des Querschnittes eines Schlammstapelbehälters mit Rührwerk und Trübwasserabzug

Die Ausführung des Behältermantels kann dabei in Stahlbeton (unbeschichtet) oder in Stahl (emailliert oder Edelstahl) erfolgen. Die Bodenplatte wird i.d.R. immer aus Stahlbeton mit geringem Gefälle zum Pumpensumpf gebaut. Zylindrische Bauformen sind die Regel. Typische Abmessungsbereiche für Durchmesser und Bauhöhen zeigt die Abbildung 53.

Die Aufstellung erfolgt aus Kostengründen meist oberirdisch. Dies erleichtert auch die Entleerung. Nachteilig daran sind der Einfluss der Temperatur (Auskühlung in den Wintermonaten) sowie die Notwendigkeit einer Bedienplattform. Dementsprechend vorteilhaft ist eine teilweise unterirdische Bauweise.

In besonderen Fällen, insbesondere bei naher Wohnbebauung (Vermeidung von störenden Geruchsemissionen) erfolgt eine Abdeckung der Behälter mittels Stahlbetondecke oder GFK- oder Aluminium-Elementen.



Nach unseren Beobachtungen ist eine Abdeckung jedoch aus folgenden Gründen eher kontraproduktiv und daher nur in Ausnahmefällen zu empfehlen:

- Eingeschränkte Zugänglichkeit
- Eingeschränkte Möglichkeit zur Sichtkontrolle
- Erhöhter Aufwand für die Montage der Maschinen- und Messtechnik
- Erhöhte Korrosion im Bereich der Wasserwechselzonen und an der Deckenunterseite (Kondensatbildung, schwefelige Säure durch Schwefelwasserstoff)
- Erhöhte Kosten

Bei abgedeckter Bauweise müssen einerseits erhöhte Anforderungen an die Betonqualität gestellt werden (XA1). Zusätzlich muss eine Absaugung und Belüftung des Kopfraumes (technische Lüftung, Anzahl Luftwechsel zur Vermeidung von Ex-Atmosphäre) und eine gezielte Behandlung der Abluft erfolgen (z.B. Aktivkohle oder Biofilter).

Das Merkblatt ATV-DVWK-M 204 weist allgemein auf folgende Kriterien, die bei der Planung von Abdeckungen oder Einhausungen zur Ablufferfassung auf Kläranlagen berücksichtigt werden sollen, hin (ATV-DVWK-M 204, 1996):

- Anstieg der Korrosion durch erhöhte Luftfeuchtigkeit, Zunahme an aggressiven Stoffen und eine pH-Wert-Verschiebung
- Kondensatbildung
- Erforderlicher Ex.-Schutz (Zone 0) führt zu besonderen Konstruktionen und erhöhtem Aufwand, der in den Kosten berücksichtigt werden muss
- Form und Konstruktion sind so zu gestalten, dass eine Begehbarkeit und die erforderliche Zugänglichkeit möglich ist
- Abluftabsaugung und -behandlung ist erforderlich.

Nach den Erfahrungen im Rahmen dieses Projekts sind die Emissionen aus „normalen“ Schlammspeichern jedoch weder quantitativ noch qualitativ signifikant. Lediglich beim Umwälzen des Speicherinhalts kommt es zu merklichen Geruchsemissionen. Im „ruhenden“ Betrieb führt die leichte Gasbildung durch Floationseffekte zur Bildung einer geruchsdichten Schwimmschlammdecke (siehe Abbildung 54 und Abbildung 55).



Abbildung 54: Schlammstapelbehälter der Kläranlage SN mit Tomatenpflanzen auf der Schwimmdecke, am 29.09.2015



Abbildung 55: Schlammstapelbehälter der Kläranlage WG mit dichter Schwimmdecke, am 10.07.2015



Eine Ausnahme bildet die Lagerung von Primärschlamm. Hier kann es durch Hydrolyse (Bildung von organischen Säuren) und beginnende Fäulnisprozesse (H_2S) zu erhöhten Geruchsemissionen kommen. Längere Lagerzeiten sollten wegen zunehmender Methananteile vermieden werden. In diesen Fällen wären die o.g. technischen Zusatzmaßnahmen zu fordern.

Anforderungen an Geruchsemissionen sind nach örtlichen Gegebenheiten zu treffen.

Bemessung der Speichergröße zur Nachbehandlung

Bei der Bemessung zur Nachstabilisierung ist eine Unterscheidung in Lagerkapazität (siehe oben) und Lagerdauer erforderlich. Mit der Lagerdauer wird die mittlere Verweilzeit des Schlammes im Speicher definiert, die eine ausreichende anaerobe Nachstabilisierung zum Ziel hat. Begrifflich ist sie mit einer „kalten Faulung“ gleichzusetzen. Eine Erfassung und Verwertung des anfallenden Gases erfolgt üblicherweise nicht.

Die Lagerdauer kann vereinfachend mit der Hälfte der Lagerkapazität (IST-Wert) erfasst werden, wenn eine kontinuierliche Beschickung erfolgt. Bei einmaliger Beschickung („Batch-Betrieb“) ist die Lagerdauer mit der Lagerkapazität gleichzusetzen.

Die nachfolgende Grafik (Abbildung 56) zeigt ein Berechnungsbeispiel für eine Kläranlage mit einer mittleren Belastung von 5.000 EW. Angesetzt wird ein mittlerer spezifischer ÜS-Schlammfall von $45 \text{ g}_{\text{TM}}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ der mit 0,8 % TR aus der Nachklärung direkt in den Schlamm Speicher gefördert wird.

Als maßgebliche Lagerkapazität wird hier beispielhaft die Vorgabe aus dem DWA-Arbeitsblatt A 131 angesetzt. Bei Anlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung ist eine Reduzierung des Gesamtschlammalters auf 20 d möglich, wenn eine anschließende Lagerung über ein Jahr stattfindet. In dieser Zeit findet eine anaerobe Nachstabilisierung statt.

Ohne Eindickung der o.g. ÜS-Schlammmenge wäre für die o.g. Beispielkläranlage ein Speichervolumen von rund 10.000 m^3 erforderlich. Durch die statische Eindickung und den wiederkehrenden Trübwasserabzug werden 2 % bzw. 3 % TR im Speicher erreicht. Folglich verringert sich das notwendige Speichervolumen auf rund 2.700 bzw. 4.000 m^3 , um die geforderte Lagerkapazität von einem Jahr darzustellen.



Die daraus resultierende mittlere Lagerdauer zur anaeroben Nachstabilisierung beträgt bei kontinuierlicher Befüllung dann entsprechend $365 / 2$ ca. 180 d.

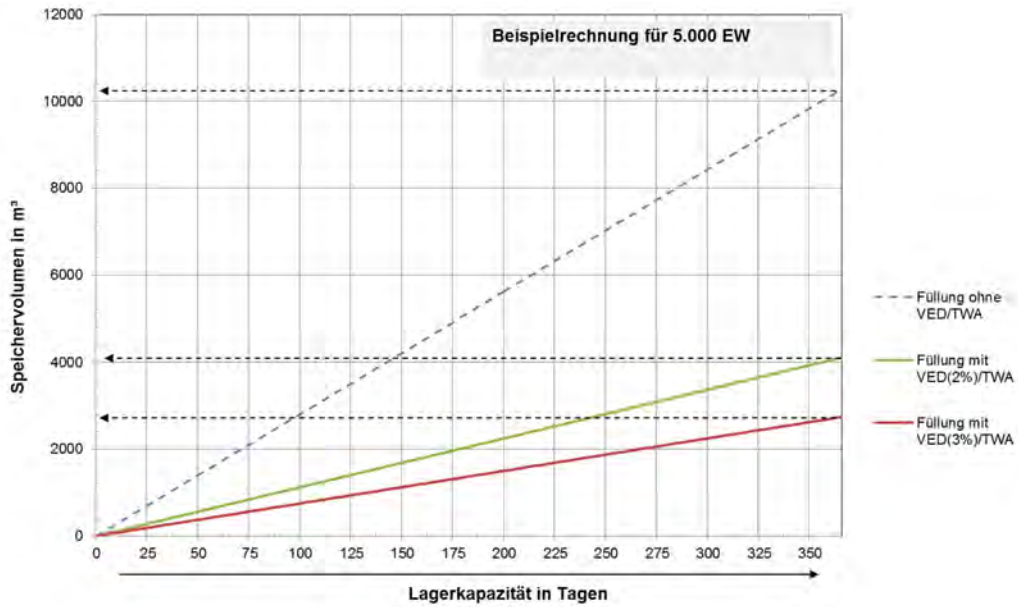


Abbildung 56: Berechnungsbeispiel eines Schlammstapelbehälters in Abhängigkeit der Lagerdauer (VED: statische Voreindickung, TWA: Trübwasserabzug)



6.4.6 Einsatz von Feinrechen

Im Laufe der fortschreitenden Modernisierung der Kläranlagen in Bayern ist die Vorreinigung des Rohabwassers mittels Rechen eine Selbstverständlichkeit geworden. Verstopfung von Pumpen, Verzopfungen, Belegung der Belüftungsvorrichtung und damit erhöhter Energieaufwand zählen zu den Nachteilen einer Abwasserreinigung ohne Feinrechen. Auch bei der Schlammschiene können Schwierigkeiten entstehen. Der Einsatz von Feinrechen unterstützt die Homogenisierung des Schlammes und kann die Bildung von Schwimmschlamm bei der Schlammbehandlung vermindern.

Wird im Zulauf der Anlage auf einen Rechen verzichtet, müssen die nicht verroteten Bestandteile bei der Entsorgung entfernt werden, was einen erneuten Arbeitsaufwand und Entsorgungskosten bedeutet. Nach DIN EN 12255-3 darf der Stababstand eines im Schlammstrom angeordneten Rechens für eine landwirtschaftlicher Verwertung 10 mm nicht überschreiten (DWA-A 201, 2005). Das anfallende Rechengut ist getrennt zu entsorgen.

Als Feinrechen gilt nach DIN EN 12255-3 ein Rechen mit einem Stababstand zwischen 2 und 10 mm. In der Praxis sind 3 bis 8 mm üblich. Das Rechengut ist in der Regel Emissionsquelle von Gerüchen und sollte daher z.B. in eine rollbare Tonne oder Container und Endlos-Absackvorrichtung abgeworfen werden.

Für die Bemessung eines Feinrechens spielen unter anderem die Art des Einzugsgebiets, Misch- oder Trennsystem und die Ausbaugröße der Anlage eine große Rolle. Der Rechengutanfall ist jedoch besonders bei kleineren Kläranlagen schwer zu prognostizieren. Es kann von einem Rechengutanfall von mindestens $8 \text{ l}/(\text{EW} \cdot \text{a})$ gepresst ausgegangen werden (Uckschies, 2015). Dabei sind jedoch die Stoßbelastungen v.a. bei Mischwasser nicht zu unterschätzen.

Des Weiteren hat die Hydraulik des Rechengerinnes eine grundlegende Bedeutung. Ist die Fließgeschwindigkeit zu langsam, verbleiben Sand und Steine vor dem Rechen und werden erst bei der nächsten Stoßbelastung wieder weggespült. Dagegen wird bei einer zu turbulenten Fließgeschwindigkeit das Rechengut durch den Rechenrost durchgerissen. Eine Fließgeschwindigkeit zwischen 0,4 m/s und 0,6 m/s vermindert laut *Uckschies* Störungen am Rechen.

Im Regelfall wird bei der Planung einer Rechenanlage mit einer durchschnittlichen Belegung von etwa 40 % gerechnet. Dabei wird jedoch die Maximalbelegung bei Stoßbelastungen nicht berücksichtigt. Zukünftig wird empfohlen im Mischsystem den Ansatz einer Belegung von 50 bis 60 % nicht zu unterschreiten (Uckschies, 2015).



Grundsätzlich wird für jede Anlage ein Feinrechen empfohlen, besonders wenn der anfallende Schlamm landwirtschaftlich verwertet wird, da dies sonst bei der Schlammentsorgung nachgeholt werden muss.

Für Anlagen kleiner 500 EW ist jedoch eine Forderung nach einem Feinrechen unverhältnismäßig. Nach dem Bericht über die zukünftige Schlammbehandlung in Mecklenburg-Vorpommern wird für Anlagen ab 500 EW ein Feinrechen empfohlen (Ingenieurbüro Friedrich, 2013). Demnach ist sicherlich ein Feinrechen spätestens ab der Größenklasse 2 sinnvoll und wird dringend empfohlen. Für Anlagen bis 500 EW wird im Bericht für Mecklenburg-Vorpommern statt des Feinrechens eine Vorklärung gefordert.

6.4.7 Vorklärung

Vorklärung als Entlastungsmöglichkeit

Prinzipiell wird für Kläranlagen die Errichtung einer Vorklärung zur Entlastung nicht empfohlen, auch wenn dadurch energetische Vorteile erzielt werden. Eine Absenkung des Schlammalters von 25 d auf das nach A 131 erforderliche Mindestschlammalter (Kap. 6.4.3) sollte bevorzugt werden.

Durch eine Vorklärung wird durch die unterschiedlichen Absetzeigenschaften das C:N-Verhältnis in der Belebung verringert. Dies erschwert i.d.R. die Stickstoffelimination und führt zu hohen unbelüfteten Deni-Anteilen. Das somit reduzierte aerobe Schlammalter hat massiven Einfluss auf die Stabilisierung und kann die Schlammabsetzeigenschaften negativ beeinflussen. Durch den reduzierten Anteil an Kohlenstoff in der Denitrifikation kann auch die klimaschädliche Bildung von Lachgas gefördert werden. Das Vorschalten einer Vorklärung führt durch die Verschiebung des C:N-Verhältnisses i.d.R. zu hohen Schlammaltern von $t_{TS} \geq 25$ d in der Belebung.

Somit kann eine Vorklärung die Sicherheit der Abwasserreinigung eher schmälern, als die Reduktion des Schlammalters – eine Einhaltung des erforderlichen Mindestschlammalters vorausgesetzt.



Primärschlammanfall

Des Weiteren fällt bei einer Vorklärung Primärschlamm an, der problematischer ist als Überschussschlamm (siehe mikrobiologische Untersuchungen). Daher wird bei dem Bau einer Vorklärung vor allem durch i.d.R. vergleichsweise hohe spezifische Kosten bei kleineren Anlagen unter 20.000 EW dringend empfohlen eine gesicherte, langfristige Abnahmemöglichkeit des Primärschlammes bzw. des Primärschlamm-/Überschussschlammgemischs zu schaffen. Dies kann die thermische Entsorgung oder die Faulung einer größeren Kläranlage sein (Energiegehalt des Schlammes, Transportwege und Klimarelevanz sind neben der wirtschaftlichen Betrachtung empfohlen). Örtliche Randbedingungen wie Geruchsemissionen, Korrosionsproblematik durch H_2S -Bildung etc. sind zu berücksichtigen.

Bei der getrennten Lagerung von Primärschlamm handelt es sich i.d.R. um einen Sonderfall. Wird Primärschlamm aus einer Vorklärung abgezogen und gelagert, sollte eine Entsorgung vor dem Einsetzen der Versäuerung und der damit verbundenen Geruchsbelastung erfolgen. Eindeutige Vorgaben sind in der Literatur nicht vorhanden. Es wird davon ausgegangen, dass eine Lagerdauer auf wenige Tage zu beschränken ist, die unter sehr warmen Bedingungen noch zu reduzieren wäre. Eine landwirtschaftliche oder landschaftsbauliche Entsorgung ist in diesem Fall ausgeschlossen.

Als Verwertungsweg kommt hier vor allem eine benachbarte Faulung in Frage, in der der energiereiche Schlamm verwertet werden kann. Als Sonderfall ist auch eine direkte thermische Verwertung möglich. Der Kontakt zu frischem Primärschlamm sollte unbedingt vermieden werden.

Die Trocknung (auch solare Trocknung) von Primärschlamm sollte im Hinblick auf Geruch und Hygiene vermieden werden (UBA, 2012). Dies wird auch für nicht stabilisierte Schlämme empfohlen. Im Rahmen dieses Projektes konnten keine Erkenntnisse zu Geruchsemissionen teilstabilsierter Schlämme in Trocknungsanlagen gewonnen werden. Es wird jedoch vermutet, dass bei technischen Trocknungsanlagen, die i.d.R. über eine Abluftbehandlung verfügen keine Schwierigkeiten zu erwarten sind. Anders stellt sich die Sache bei solaren Trocknungsanlagen dar, die üblicherweise nicht mit Abluftbehandlungen ausgestattet sind. Hier könnten erhöhte Geruchsemissionen auftreten.

Das anfallende Primärschlamm-/Überschussschlammgemisch der Beispielkläranlage AH wird nach einer Lagerkapazität von 2 Jahren ohne bekannte Geruchsprobleme in einer lokalen, solaren Trocknung behandelt.

Dieser Punkt ist weiter zu untersuchen.



Biofilmanlagen

Biofilmanlagen müssen in Sinne der Betriebsstabilität eine Vorklärung vor der biologischen Stufe aufweisen. Üblicherweise wird der Primärschlamm mit dem Überschussschlamm im Schlammstapelbehälter vermischt und im Sinne einer kalten Faulung nachstabilisiert.

Vorklärung mit integriertem Speicher

Für Teichkläranlagen und Pflanzenkläranlagen fällt reiner Primärschlamm an, da kein Überschussschlamm abgezogen wird. Diese Anlagen sind daher gesondert zu betrachten.

Üblicherweise wird bei diesen Anlagentypen der Primärschlamm jedoch nicht abgezogen, sondern eine Vorklärung mit integriertem Speicher eingesetzt. Nach Arbeitsblatt-A 201 wird für Absetzteiche, ein Volumen von mindestens $0,5 \text{ m}^3/\text{EW}$ inkl. $0,15 \text{ m}^3/\text{EW}$ Schlammstapelraum gefordert (DWA-A 201, 2005). Im Arbeitsblatt-A 262 wird als Bemessungsgrundlage das in DIN 4261 geforderte spezifische Volumen von Mehrkammasaufaulgruben von $1,5 \text{ m}^3/\text{EW}$ genannt. Somit ergeben sich für Vorklärungen mit integrierter Speicherfunktion sehr große erforderliche Volumina. Diese können durch ein verkürztes Entsorgungsintervall reduziert werden. Die Entsorgung kann dann beispielsweise über eine größere Kläranlage mit Faulung erfolgen. Der vergleichsweise energiereiche Primärschlamm kann über die Fäkalschlammannahmestation der Faulung zugeführt werden (nicht für Anlagen unter 10.000 EW, siehe Kap. 4.1.3.1). Für eine thermische Entsorgung müsste der Schlamm z.B. durch einen Lohnentwässerer entwässert werden. Nach Aussage eines Entwässerungsbetriebs wäre dies durchaus möglich. Alternativ kann Schlamm teilweise auch nass angenommen werden und erst auf der Verbrennungsanlage entwässert und ggfs. getrocknet werden. Hier sind die Entfernungen und erhöhten Transportkosten und Emissionen durch den Transport zu beachten.

Nach einer Lagerdauer von 1 Jahr gilt der Schlamm in Absetzteichen als stabilisiert (DWA-A 201, 2005). Analog könnte generell bei Vorklärungen mit integrierter Speicherung argumentiert werden. Gilt der Schlamm als stabilisiert, kann er auch landschaftsbaulich oder landwirtschaftlich verwertet werden. Ein Rechen wird hier jedoch dringend empfohlen. Alternativ kann der mindestens teilweise ausgefaulte Schlamm über die Klärschlammannahmestation einer größeren Kläranlage direkt der Entwässerung zugeführt werden. Der Gasertrag in einer Faulung ist i.d.R. nicht mehr rentabel.

Für kleinere Kläranlagen unter 500 EW kann eine Vorklärung mit integrierter Speicherfunktion eingesetzt werden. Für größere Kläranlagen wird dies aufgrund der Gefahr des Schlammabtriebs eher nicht empfohlen.



6.4.8 Entwässerung

Stationäre – mobile Entwässerung

Die stationäre maschinelle Eindickung oder Entwässerung von reinem Primärschlamm wird aus betrieblicher Sicht nicht empfohlen. Die Kläranlage Wien verfügt über eine Primärschlamm-entwässerung – es handelt sich jedoch um ein komplett gekapseltes System mit automatischer Ausspritzung vor einer Öffnung. Nach Aussagen von Lohnentwässerungsbetrieben ist auch die mobile Entwässerung von Primärschlamm möglich. Es wird jedoch vermutet, dass hierbei erhebliche Geruchsemissionen auftreten.

Nach derzeitigem Stand ist eine maschinelle Entwässerung nicht für Anlagen unter 5.000 EW geeignet. Schneckenpressen sind auch schon ab etwa 3.000 EW Ausbaugröße verfügbar, jedoch ist auf Anlagen dieser Größenordnung oft nicht ausreichend personelle Kapazität vorhanden, um die Maschine zu betreiben (z.B. Einstellen von Maschine und Polymer usw.).

Es gibt derzeit Entwicklungen zu interkommunalen, mobilen Entwässerungsgeräten, die sich mehrere kleinere Kläranlagen in kurzer zeitlicher Abfolge teilen.

Wird der zu entsorgende Schlamm über einen Lohnentwässerer in größeren Abständen mehrerer Monate entwässert, ist ein Speicher für das anfallende Prozess- bzw. Zentratwasser vorzusehen, um eine Überlastung der Kläranlage zu vermeiden.

Entwässerbarkeit

Untersuchungen zur Entwässerbarkeit sind aufwendig. Bei der Untersuchung von Schlämmen verschiedener Anlagen können die Ergebnisse nicht verglichen werden, da die Entwässerung von vielen Faktoren abhängt. Selbst innerhalb einer Anlage unterscheidet sich der Schlamm je nach Lagerdauer, Jahreszeit/Temperatur und Belastung des Abwassers.

Die Entwässerbarkeit von Klärschlamm bzw. der Polymerbedarf von Klärschlamm wird von einer Vielzahl an Faktoren beeinflusst (DWA-M 368, 2014):

- Organischer Anteil (Glühverlust) im Klärschlamm
- Temperatur im Schlamm
- Elektrische Leitfähigkeit (Salzkonzentration)
- Gewerbliche/industrielle Anteil im Rohabwasser
- Anteil und Art von externen Schlämmen/Co-Substrate (z.B. Fette)
- Sandanteile/Strukturmaterial
- Partikelgrößenverteilung („Äquivalentdurchmesser“)

Faulschlamm aus einer mesophilen Faulung wird oft eine bessere Entwässerbarkeit nachgesagt (Roediger & Siekmann, 2015). Der Stabilisierungsgrad dürfte jedoch bei der Liste der aufgeführten Einflüsse bestenfalls eine untergeordnete Rolle spielen. Vielmehr zeigen die nachfolgenden Grafiken (Kopp, 2001) in (DWA-M 383, 2008), dass mit zunehmender Stabilisierungsdauer, egal ob anaerob oder aerob, ein jeweils deutlich erhöhter Polymerbedarf besteht (Abbildung 57). Unabhängig vom Stabilisierungsverfahren weist Rohschlamm (Mischung aus Primär- und Überschussschlamm) eine bessere Entwässerbarkeit als reiner Überschussschlamm auf (Abbildung 58).

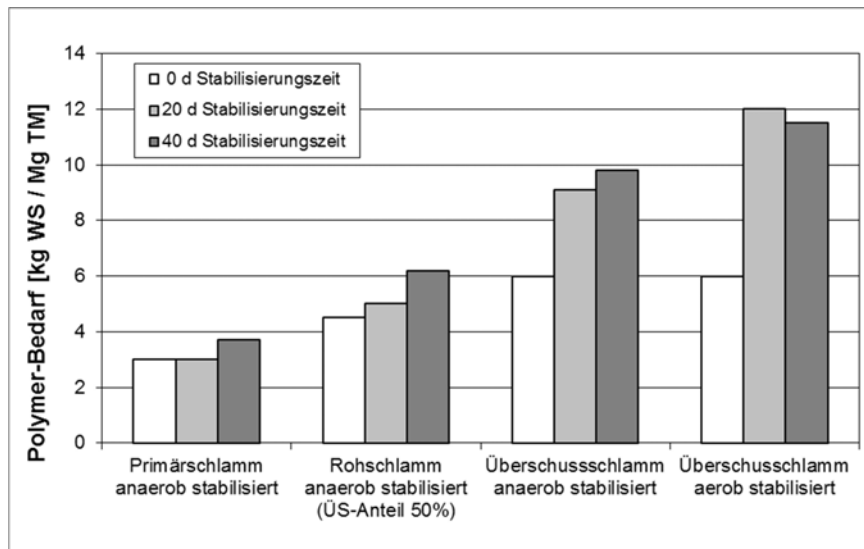


Abbildung 57: Polymerbedarf in Abhängigkeit von Schlammart und Stabilisierungszeit (Kopp, 2001)

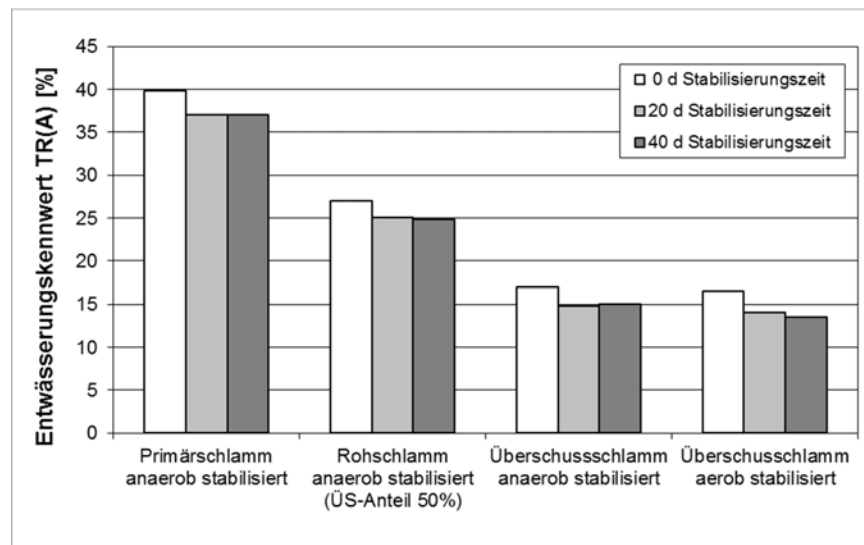


Abbildung 58: Erreichbares Entwässerungsergebnis am Kennwert TR(A) in Abhängigkeit von Schlammart und Stabilisierungszeit (Kopp, 2001) in (DWA-M 383, 2008)



In Abbildung 58 ist auch erkennbar, dass ein aerob nicht stabilisierter Schlamm ein besseres Entwässerungsergebnis aufweisen kann als ein stabilisierter Faulschlamm. Prinzipiell gilt, dass Primärschlamm i.d.R. ein besseres Entwässerungsergebnis erbringt als Überschussschlamm. Dementsprechend liegen die Entwässerungsergebnisse von Mischungen aus Primär- und Überschussschlamm dazwischen.

Die Entwässerbarkeit eines Schlammes wird jedoch – wie bereits gesagt – durch eine Vielzahl von Parametern beeinflusst. Daher wird das Ergebnis aus vorhergehenden Abbildungen nicht immer reproduzierbar sein.

Lagerung von entwässertem Schlamm

Im Rahmen der Ortstermine konnte festgestellt werden, dass Geruchsemissionen von entwässertem Schlamm deutlich geringer sind, verglichen mit eingedicktem Schlamm. Dies ist von größeren Anlagen mit mesophiler Faulung und stationärer Entwässerung bekannt.

Von einer längeren Lagerung wird allerdings im Hinblick auf Kleintierbefall etc. abgeraten. In Anlehnung an größere Anlagen sollte ein zeitnahe Abtransport binnen weniger Wochen erfolgen. Besonders bei intervallartiger Entwässerung (z.B. Lohnentwässerung) sollte eine unmittelbare Verwertung angestrebt werden. Bei längerer Lagerung kann es auch zu Nachentwässerungsprozessen kommen.

Im Rahmen der Ortstermine wurden auch Proben mit entwässertem Schlamm für spätere Analysen in Probeflaschen genommen und im Kühlschrank gelagert. Nach einer Lagerung von drei Monaten wurde festgestellt, dass sich auch bei entwässertem Schlamm eine Gasbildung im geringen Umfang stattgefunden hat.

Die Emissionen werden evtl. auch hier z.B. durch Fettanteile und ggf. problematische gewerbliche Einflüsse negativ beeinflusst. Randbedingungen der Kläranlage sind zu beachten.



6.5 Zusammenstellung der Lösungsansätze

Bei den Besuchen der Beispielanlagen während der Projektlaufzeit wurde beobachtet, dass auf den Kläranlagen die Priorität der Schlammstabilisierung eher gering ist. Vor diesem Hintergrund ist zu überprüfen, ob eine Stabilisierung für eine sichere und wirtschaftliche Klärschlammverwertung notwendig ist. Im Kap. 6.5.1 werden die Verwertungskonzepte zusammengefasst, die in den aktuellen Regelwerken berücksichtigt werden.

In jedem Fall muss die gezielte Abwasserreinigung gewährleistet sein. Das Kap. 6.4.3 beschäftigt sich mit der Berechnung des Mindestschlammalters, das für eine sichere Stickstoffelimination erforderlich ist.

6.5.1 Schlammbehandlungswege nach den aktuellen Regelwerken

Grundsätzlich durchläuft der Klärschlamm drei Behandlungsstufen, bevor er landwirtschaftlich, landschaftsbaulich oder thermisch verwertet wird: Abwasserbehandlung bzw. simultane Schlammbehandlung, getrennte Schlammbehandlung und Lagerung bzw. Zwischenspeicherung. Die graphische Darstellung der Verwertungsverfahren nach den aktuellen Regelwerken (siehe Abbildung 59) wurde von den Autoren zusammen mit dem Auftraggeber erarbeitet.

Nach bisherigem Stand der Technik wird vor einer stofflichen Verwertung die Stabilisierung des Klärschlammes gefordert. Dies kann entweder in der ersten Phase, der simultanen Schlammstabilisierung, oder in der zweiten Phase, der getrennten Schlammstabilisierung, geschehen.

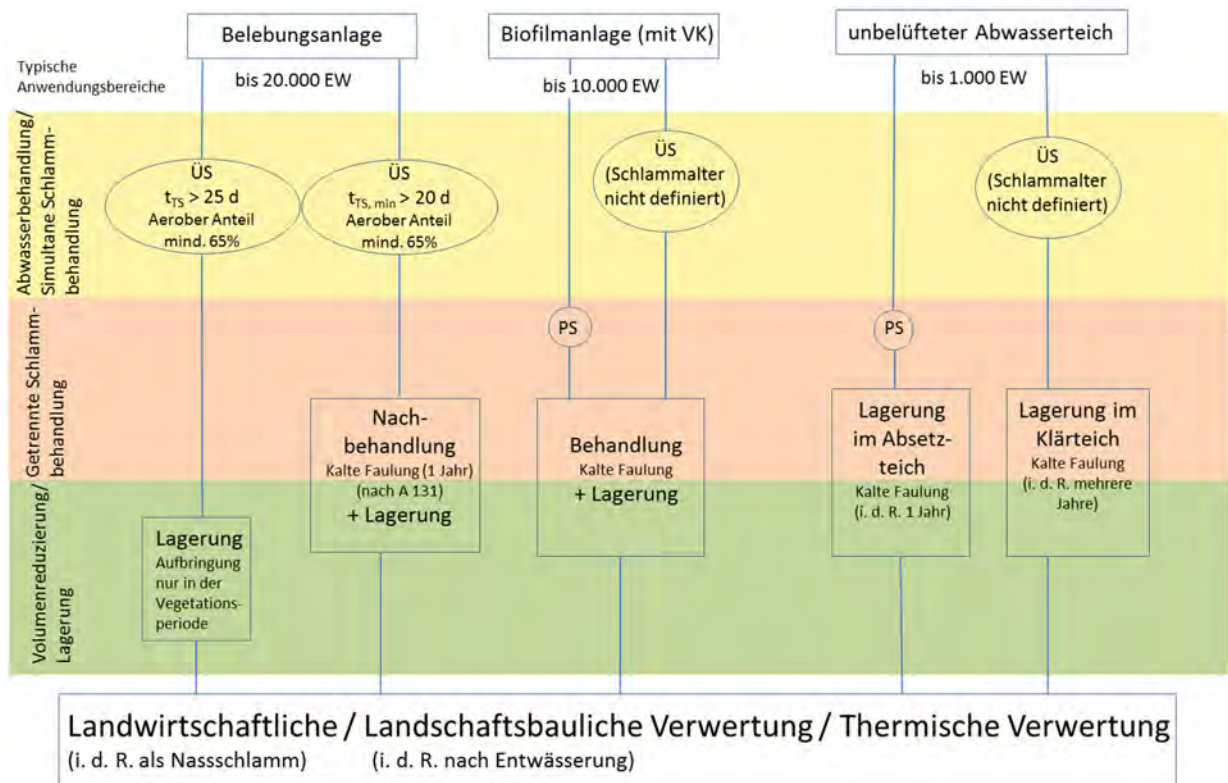


Abbildung 59: Verfahrenstechnologien und mögliche Verwertungswege nach den aktuellen Regelwerken

Dabei wird zwischen konventionellen Belebungsanlagen, Biofilmanlagen mit Vorklärung und unbelüfteten Abwasserteichen unterschieden.

Belebungsanlagen werden meist aus wirtschaftlichen Gründen bis etwa 20.000 EW ohne klassische Faulung betrieben. Bei einem Schlammalter von 25 d und einem aeroben Anteil von mindestens 65 % kann laut Regelwert von einer Stabilisierung ausgegangen werden. Demnach kann der anfallende Überschussschlamm direkt ohne weitere Behandlung landwirtschaftlich, landschaftsbaulich oder thermisch verwertet werden. Für die Verwertung in der Landwirtschaft muss ein Zwischenspeicher vorhanden sein, da der Schlamm nur in der Vegetationsperiode ausgebracht werden kann. Des Weiteren kann nach DWA-A 131 eine Stabilisierung mit einem Mindestschlammalter von 20 d und einem aeroben Anteil von 65 % erreicht werden, wenn eine einjährige Lagerung als Nachbehandlung in Schlammstapelbehältern gewährleistet wird. Hier spricht man von „kalter Faulung“.

Bei Biofilmanlagen ist eine Vorklärung vor der biologischen Stufe unerlässlich (ATV-DVWK-A 281, 2001). Deshalb fällt bei diesen Anlagen Primärschlamm und bereits stabilisierter Überschussschlamm an. Üblicherweise wird das Primärschlamm-/Überschussschlammgemisch in Schlammstapelbehältern im Sinne einer kalten Faulung nachstabilisiert, um es danach über einen der drei Verwertungswege zu entsorgen. Besondere Anforderungen im Regelwerk werden hierzu nicht gemacht.

Unbelüftete Abwasserteiche werden für Ausbaugrößen bis zu 1.000 EW eingesetzt. Absetzteiche dienen hier als Vorklärung, in denen sich Primärschlamm absetzt. Nach DWA-A 201 kann nach einjähriger Lagerzeit der Teich geräumt und der Schlamm verwertet werden. In Absetzteichen dagegen soll nach mehrjähriger Lagerung der Überschussschlamm entfernt werden (DWA-A 201, 2005). Nach einer ausreichenden Lagerdauer können alle drei Verwertungskonzepte verfolgt werden.

6.5.2 Erweiterte Schlammbehandlungswege

Da die Qualität des Schlammes sich stark nach Art der Kläranlage unterscheiden, werden auch differenzierte Lösungswege für die verschiedenen Kläranlagentypen angewandt. Im Folgenden werden Anlagen ohne Vorklärung, Anlagen mit Vorklärung und Verwertung von Primärschlamm-/Überschussschlammgemischen, Anlagen mit Vorklärung und getrennte Verwertung von Primärschlamm und Biofilmanlagen mit Vorklärung unterschieden.

Es wird für alle Lösungen vorausgesetzt, dass für die landwirtschaftlichen bzw. landschaftsbaulichen Verwertung, die neben der Stabilisierung zu erfüllenden Anforderungen (z.B. Schadstoffe, Hygienisierung, Polymere etc.) getrennt geprüft und eingehalten werden.

6.5.2.1 Belebungsanlagen ohne Vorklärung

Abhängig vom Bemessungsschlammalter t_{TS} sind verschiedene Pfade der Schlammbehandlung möglich. In Abbildung 60 sind diese Behandlungswege eingezeichnet.

Findet in der Belebung eine simultane aerobe Schlammstabilisierung statt, d.h. beträgt das Bemessungsschlammalter mindestens 25 d und wird ein aerober Anteil von 65 % eingehalten, so ist keine weitere Schlammbehandlung nötig. Dieser stabilisierte Schlamm kann entweder landwirtschaftlich, landschaftsbaulich oder thermisch verwertet werden. Bei einer landwirtschaftlichen Verwertung wird der Schlamm in der Regel nass ausgefahren. Bei Vegetationspausen muss ein



Schlammstapel als Speicher zwischengeschaltet werden, bis der Schlamm wieder ausgebracht werden kann. Möglich wäre auch eine landwirtschaftliche Verwertung des entwässerten Schlamms. Eine Nachstabilisierung ist nicht nötig. Die energetische Verwertung in einer fremden Faulung wird nicht empfohlen (siehe Kap. 6.3.1).

Dieser Lösungsweg ist durch lange Belüftungszeiten in der Belebung mit einem hohen Energieaufwand verbunden. Dieser stabilisierte Schlamm weist einen geringeren Heizwert auf als teilstabilisierter Schlamm. Der Unterschied kann jedoch durch Unterschiede im Entwässerungsgrad und Schlammzusammensetzung stark beeinflusst sein.

Eine gesicherte Abwasserreinigung mit gezielter Stickstoffelimination ist auch bei einem Schlammalter unter 25 d möglich, solange das Mindestschlammalter nach DWA-A 131 eingehalten wird (siehe Kap. 6.4.3). Das aerobe Schlammalter ist nach Bemessung einzuhalten, um die Abwasserreinigung sicherzustellen. Der entstehende Überschussschlamm ist teilstabilisiert. Um eine Stabilisierung zu erreichen, kann der Schlamm über die erforderliche Lagerkapazität für die kalte Faulung nachstabilisiert werden (siehe Kap. 6.4.4). Als Nachstabilisierung wären auch die aerobe, chemische oder thermische Stabilisierung möglich, die jedoch i.d.R. nicht eingesetzt werden. Danach kann der Schlamm landwirtschaftlich, landschaftsbaulich oder thermisch verwertet werden. Ein reduzierter Heizwert entsteht durch die Nachstabilisierung. Eine energetische Nutzung in einer fremden Faulung ist nach der Nachstabilisierung i.d.R. nicht mehr sinnvoll. Der teilstabilisierte Schlamm kann besser ohne Nachstabilisierung in einer fremden Faulung oder thermisch genutzt werden, da für eine thermische Verwertung laut DWA-M 368 eine Stabilisierung nicht zwingend erforderlich ist. Kapazitäten und Entfernungen sind zu berücksichtigen. Der Schlamm muss i.d.R. in einem Pufferspeicher zwischengelagert werden. Diese Zwischenspeicherung sollte sowohl für die thermische als auch für die energetische Nutzung in der Faulung so kurz wie möglich gehalten werden. Dies vermindert den Abbau organischer Substanz und minimiert Emissionen.

Vor der Verbrennung wird für gewöhnlich der Schlamm noch auf der Anlage entwässert. Geschieht die Entwässerung über einen Lohnentwässerer, muss das Zentratwasser in einem Behälter gespeichert werden und dem Kläranlagenzulauf kontrolliert zudosiert werden.

Bei der solaren Trocknung werden durch das Bundesumweltamt für teilstabilisierte Schlämme erhöhte Geruchsemissionen vermutet (siehe Kap. 6.4.7).

Nach der Mitbehandlung in der fremden Faulung kann der Schlamm allen Verwertungskonzepten zugeführt werden.

Je nach Behandlungsweg kann nach der ersten Stufe eine Eindickung des Klärschlammes erfolgen, um das erforderliche Speichervolumen zu reduzieren.

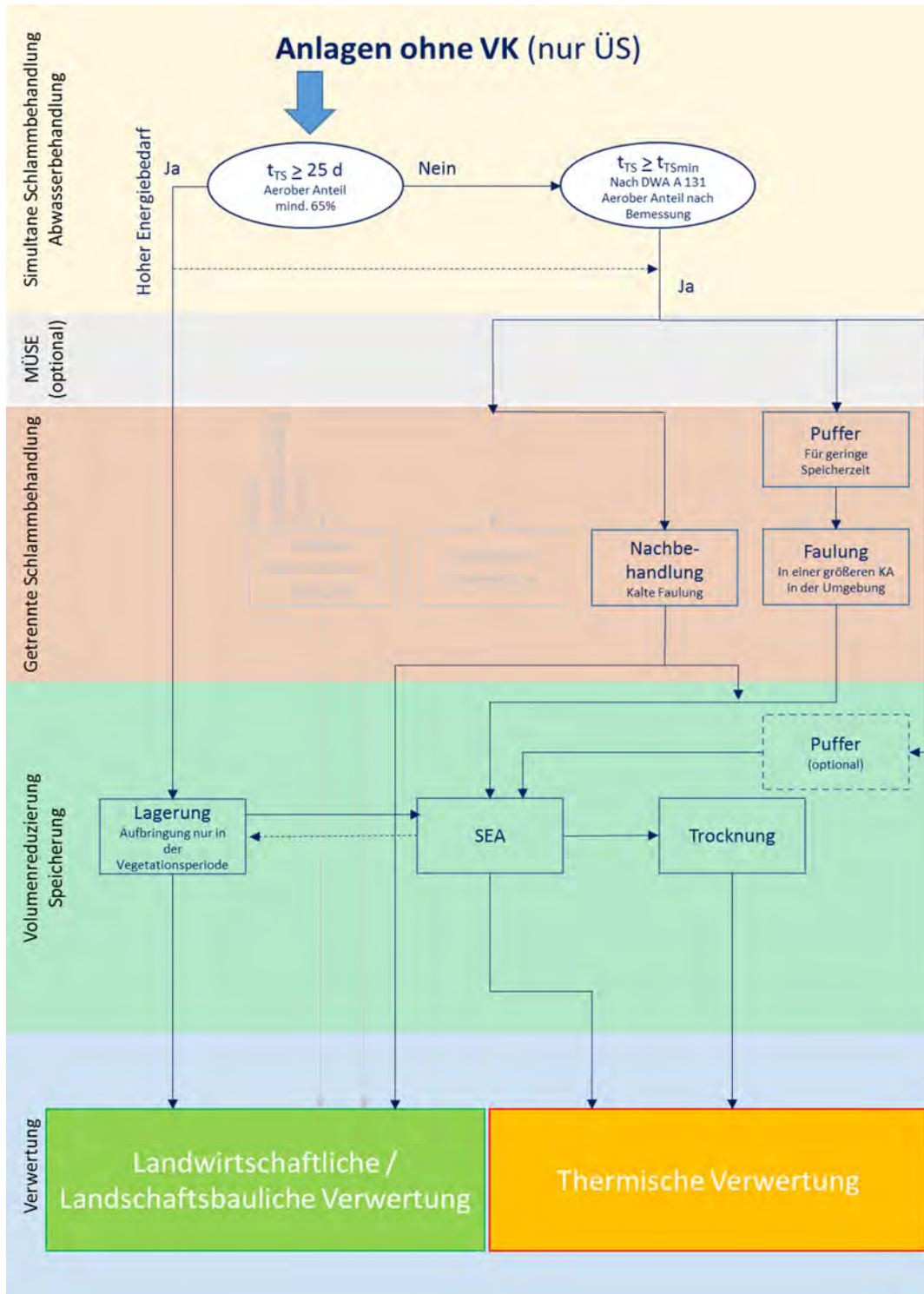


Abbildung 60: Lösungsschema für Belebungsanlagen ohne Vorklärung (VK)



6.5.2.2 Belebungsanlagen mit Vorklärung

Anlagen, die vor der biologischen Stufe eine Vorklärung betreiben, produzieren sowohl Überschussschlamm als auch Primärschlamm. Um die Betriebsstabilität der Anlage zu sichern und die Handhabung des Überschussschlammes zu verbessern, wird empfohlen ein Schlammalter von 25 d einzuhalten. Dies wird sich durch die Verschiebung des C:N-Verhältnisses durch die Vorklärung in den meisten Fällen zwangsläufig ergeben. Durch eine Verschiebung des C:N-Verhältnisses sind i.d.R. große anoxische Phasen erforderlich. Dies wirkt sich negativ auf das aerobe Schlammalter aus. Ein ausreichendes aerobes Schlammalter ist jedoch für die Abwasserreinigung erforderlich. Je nach Lösungsweg kann der Überschussschlamm eingedickt werden.

Abbildung 61 zeigt die Lösungswege für Klärschlamm als Primärschlamm-/Überschussschlammgemisch. Dieses Gemisch ist unabhängig vom Schlammalter in der Belebung durch den Primärschlammanteil nicht stabilisiert. Deshalb muss der Schlamm vor einer landwirtschaftlichen oder landschaftsbaulichen Verwertung unbedingt, z.B. durch kalte Faulung mit einer entsprechenden Lagerkapazität, nachstabilisiert werden.

Das energiereiche Klärschlammgemisch besitzt ein hohes Gasbildungspotential und ist nach der (statischen) Eindickung für eine Verwertung in einer benachbarten Faulung prinzipiell gut geeignet. Der dort ausgefaulte Schlamm wäre stabilisiert und kann landwirtschaftlich, landschaftsbaulich oder thermisch verwertet werden.

Da ein Gemisch aus Primär- und Überschussschlamm einen hohen Brennwert hat, kann der Schlamm auch direkt in die Verbrennung gelangen (ggfs. nach Entwässerung und Trocknung). Bei einer solaren Trocknung ist evtl. mit Geruchsbelästigungen zu rechnen.

Bei einer Verwertung über eine externe Faulung oder die Verbrennung wird eine möglichst kurze Lagerdauer empfohlen.

Aus energetischer Sicht ist eine Vorklärung durch die Entlastung der Belebung (Sauerstoffeintrag) sinnvoll. Aus betrieblicher Sicht ergeben sich jedoch durch die Verschiebung des C:N-Verhältnisses und die damit verbundenen erhöhten anoxischen Anteile nachteilige Effekte. Eine Vorklärung sollte daher nicht mit einer Reduktion des Schlammalters unter 25 d kombiniert werden.

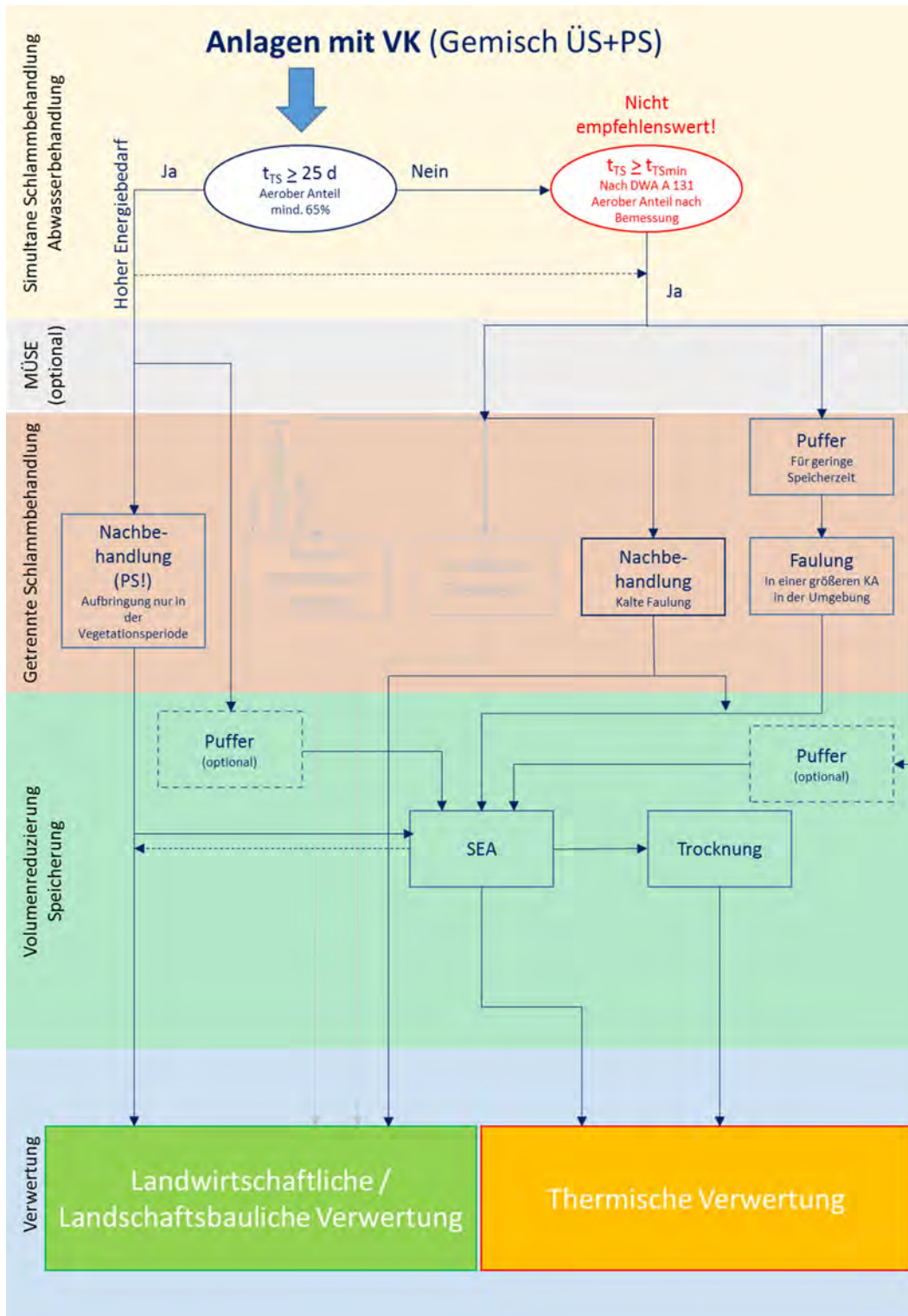


Abbildung 61: Lösungsschema für Belebungsanlagen mit Vorklärung (VK) mit gemeinsamer Behandlung des Primär-Überschussschlammgemischs



Einen Sonderfall stellt die getrennte Primärschlammbehandlung dar (siehe Abbildung 62). Da Primärschlamm unbehandelt ist und keine Stoffumsetzung erfahren hat, besitzt er ein hohes Gasbildungspotenzial und einen hohen Heizwert. Daher wird empfohlen nach kurzer Lagerdauer in einem Pufferbehälter den Primärschlamm entweder direkt thermisch zu verwerten oder in einer nahe gelegenen Faulung zu geben. Die Zwischenspeicherung sollte nur wenige Tage betragen, um die Versäuerung und die damit verbundene Gas- und Geruchsentwicklung auch im Hinblick auf die H₂S-Korrosion zu vermeiden.

Neben dem Energiegehalt des Primärschlammes sind auch Hygiene, Geruch und „Schädlingsbefall“ Gründe, die Lagerzeit kurz zu halten.

Bei einer thermischen Verwertung sollte auf Grund des Geruchs auf eine Behandlung des Primärschlammes in einer Solartrocknung verzichtet werden. Auch die stationäre Entwässerung von Primärschlamm wird nicht empfohlen.

Der Weg in die Landwirtschaft und den Landschaftsbau wird aus hygienischen Gründen nicht empfohlen. Eine Nachstabilisierung im Sinne einer kalten Faulung ist aufgrund der empfohlenen kurzen Lagerdauer nicht möglich.

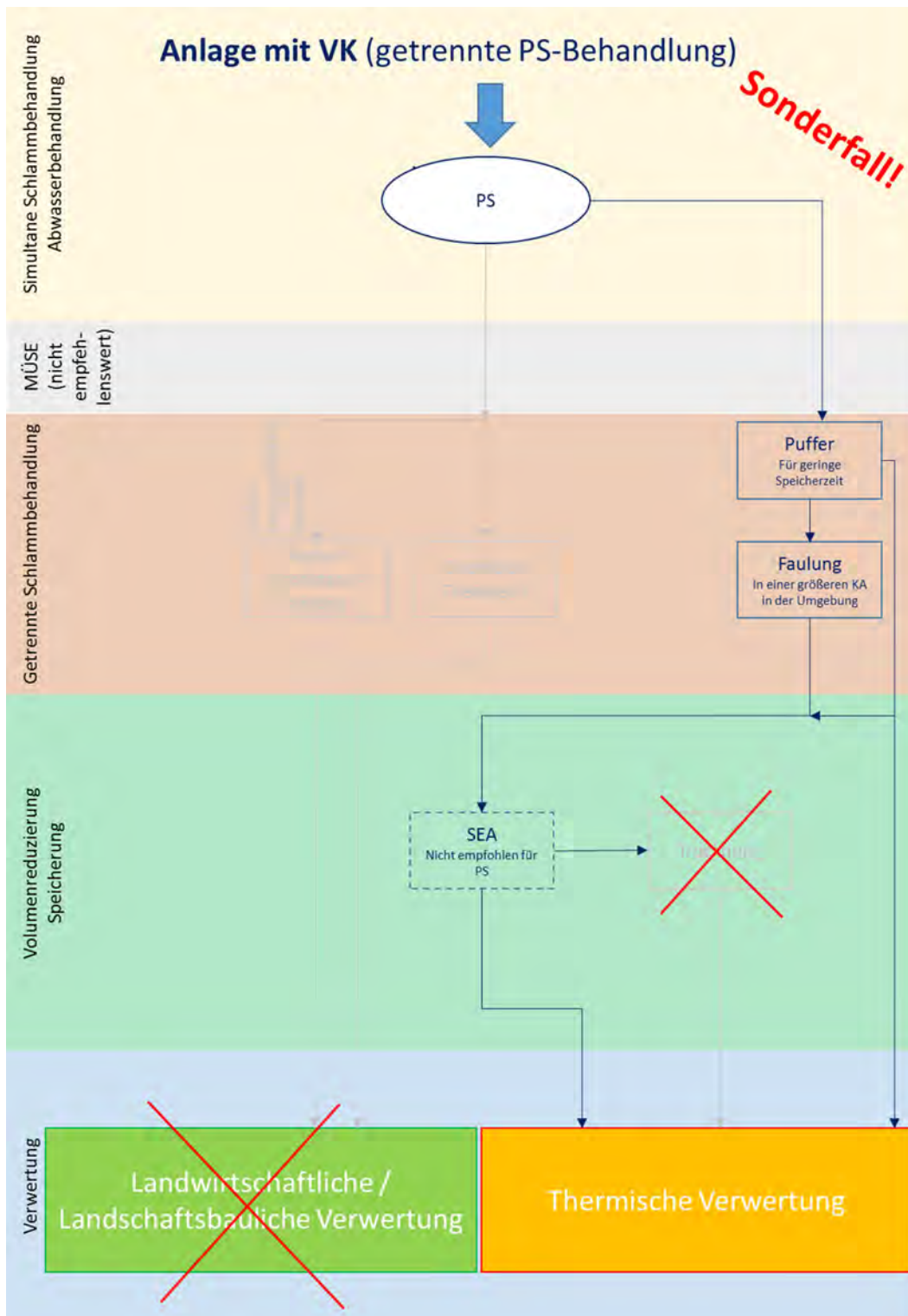


Abbildung 62: Belebungsanlagen mit Vorklärung (VK) und getrennter Primärschlammbehandlung



6.5.2.3 Biofilmanlagen mit Vorklärung

Damit eine Biofilmanlage bestmöglich betrieben werden kann, muss das Abwasser frei von Feststoffen sein. Dies wird erreicht, indem eine Vorklärung der biologischen Stufe vorgeschaltet wird. Auf diesen Anlagen wird demnach immer ein Gemisch aus Primärschlamm und vollstabilisierten Überschussschlamm produziert. In der Abbildung 63 werden die Möglichkeiten der Schlammbehandlung einer Biofilmanlage graphisch dargestellt.

Eine landwirtschaftliche oder landschaftsbauliche Verwertung kann nur über eine Nachstabilisierung (z.B. kalte Faulung) verwirklicht werden. Diese Vorgehensweise wird beispielsweise durch die Beispielanlagen SR und SO praktiziert. Die Mindestlagerkapazität für primärschlammhaltige Schlammgemische ist zu beachten.

Der einfachste Weg diesen energiereichen Schlamm zu nutzen, führt über die Entwässerung in die Verbrennung. Dabei sollte bei einer Lohnentwässerung ein Pufferspeicher für das Zentratwasser vorhanden sein. Eine zusätzliche Trocknung erhöht den Heizwert und optimiert so die Nutzung des Klärschlammes als Energieträger. Geruchsemissionen sind zu beachten.

Die Verwertung in einer benachbarten Faulung ist ein weiterer Pfad, das Schlammgemisch energetisch zu nutzen. Nach der Faulung kann der stabilisierte Schlamm in alle drei Verwertungskonzepte eingebunden werden.

Für die thermische Verwertung bzw. die Verwertung in einer benachbarten Faulung wird eine möglichst kurze Zwischenspeicherung empfohlen.

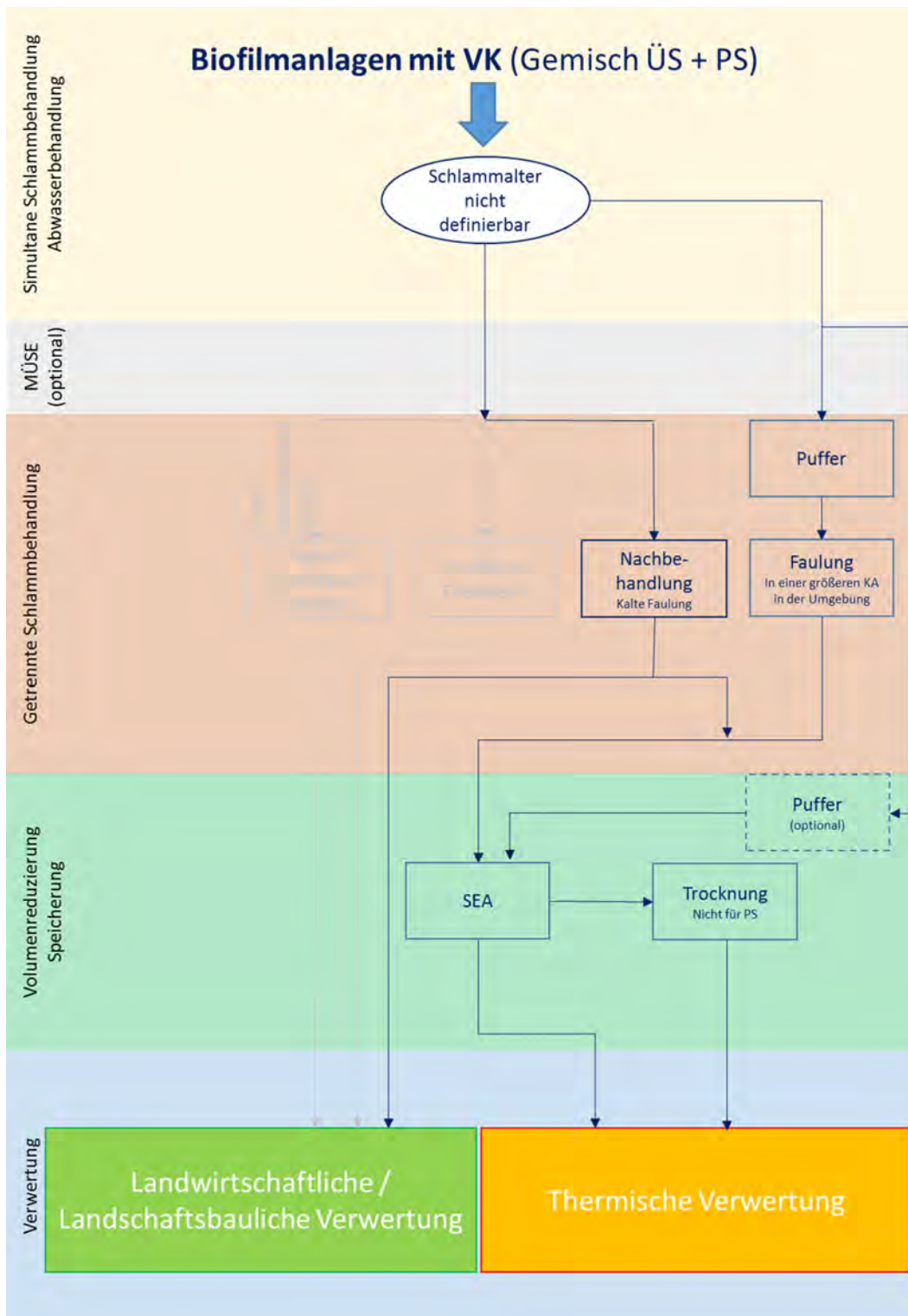


Abbildung 63: Lösungsschema für Biofilmanlagen mit Vorklärung (VK)



6.6 Bewertung und Hinweise zu den Lösungsstrategien

Die Lösungen sind für Kläranlagen ohne Faulung geeignet. Es ist im Einzelfall zu prüfen, ob eine Faulung sinnvoll ist. Durch die Möglichkeit der Absenkung des Schlammalters auf ein Mindestschlammalter kann sich eine Verschiebung der Wirtschaftlichkeit der Faulung zu größeren Kläranlagen ergeben.

Das Absenken des Schlammalters scheint technisch durchaus möglich, ohne die Ablaufgrenzwerte zu gefährden. Um die Reinigungsleistung der Kläranlage im Sinne des Gewässerschutzes nicht zu verschlechtern, muss jedoch das Mindestschlammalter für eine gesicherte Stickstoffelimination eingehalten werden. Das Mindestschlammalter ist im Einzelfall nach Vorgaben des Arbeitsblatt-A 131 zu berechnen (siehe Kap. 6.4.3). Das aerobe Schlammalter ist einzuhalten, die betriebliche Sicherheit ist zu gewährleisten.

Die getroffenen Aussagen gelten allerdings nur für eine moderate Absenkung des Schlammalters (siehe Kap. Mindestschlammalter). Für Anlagen mit geringeren Schlammaltern - z.B. nur Kohlenstoffelimination - können keine Aussagen getroffen werden.

Soll der Schlamm anschließend landwirtschaftlich oder landschaftsbaulich verwertet werden, ist allerdings eine Nachstabilisierung des Schlammes erforderlich. Eine Möglichkeit stellt die „kalte Faulung“ dar, die in Bayern nicht unüblich ist. Trotz der weit verbreiteten Meinung, es gäbe deutlich erhöhte Geruchsemissionen bei der Lagerung von nicht stabilisierten Schlämmen konnte dies bei den relevanten Beispielkläranlagen nicht beobachtet werden. Auch wurde nicht von ungewöhnlichen Problemen bei der Entwässerung bzw. Eindickung (statisch und maschinell) berichtet. Abschätzungen unter Zuhilfenahme von Literaturwerten, Bilanzrechnungen und orientierenden Versuchen haben ergeben, dass die klimarelevanten Ausgasungen aus der kalten Faulung tolerierbar sind. Weitere Untersuchungen hierzu werden empfohlen.

Im technischen Regelwerk wird eine simultane aerobe Schlammstabilisierung nicht zwingend für alle Anlagen gefordert. Für die simultane aerobe Stabilisierung wird ein Schlammalter von 25 d gefordert. Allerdings ist auch eine Absenkung des Schlammalters auf 20 d mit einer anschließenden einjährigen Lagerdauer möglich.

Eventuell sind auch geringere Lagerkapazitäten möglich, wenn kein Primärschlamm enthalten ist. Hier ist mit einer besseren Stabilisierung im Sommer zu rechnen.

Für die Ertüchtigung von überlasteten, bestehenden Anlagen scheint diese Möglichkeit technisch durchaus geeignet. Für Neuanlagen wird dieses Vorgehen nicht



empfohlen, da die Einsparungen gegenüber der Gesamtinvestitionen i.d.R. unerheblich sein dürften, jedoch Erweiterungskapazitäten fehlen.

Die Absenkung des Schlammalters im Belebungsbecken sollte i.d.R. einer Vorklärung zur Entlastung vorgezogen werden.

Es wird vorgeschlagen, hierzu einen Betriebsversuch durchzuführen und das Schlammalter bei einer bestehenden Anlage im laufenden Betrieb auf das Mindestschlammalter abzusenken. Im Rahmen des Versuchs sollten Gas- und Geruchsmessungen durchgeführt werden und der Verlauf wissenschaftlich begleitet werden.

Feinrechen werden für alle Anlagen empfohlen, für Anlagen ab 1.000 EW dringend.

Wird teilstabilisierter Schlamm oder Schlamm mit Primärschlammanteilen thermisch oder energetisch in einer fremden Faulung verwertet, wird eine möglichst kurze Zwischenlagerung empfohlen. Somit kann der Abbau von Organik reduziert, und die Gas- und Geruchsemissionen minimiert werden.

Der Transport zur nächsten Faulung ist nur sinnvoll, wenn die Wege kurz sind und die Gasbildungsrate des Schlammes ausreichend hoch ist (siehe auch Kap. 7.2.6).

Die Lagerung von Primärschlamm sollte minimiert werden (Einsetzen der Versäuerung vermeiden). Der Kontakt mit Primärschlamm ist zu vermeiden. Eine Entsorgung ist über eine fremde Faulung sowie eine Verbrennung möglich – hierfür wäre i.d.R. eine Entwässerung erforderlich. Transportkosten und –Emissionen sind hier zu berücksichtigen. Die solare Trocknung und stationäre Entwässerung von Primärschlamm sollte nach Möglichkeit vermieden werden.



7 Modellberechnungen

7.1 CSB-Bilanzmodell als Grundlage

Ziel dieses Projekts war es u.a. festzustellen, welche Auswirkungen die Umstellung von (simultaner) aerober Schlammstabilisierung mit mind. 25 d Schlammalter auf Nitrifikation/Denitrifikation mit ca. 15 d Schlammalter und Verzicht auf eine gezielte lokale Schlammstabilisierung auf folgende Aspekte hat:

- Wirtschaftlichkeit
- Energie
- Anlagenbetrieb
- Klimarelevanz

Dazu wurden vier CSB-basierte Modelle für folgende Anlagentypen mithilfe eines EXCEL-Tools aufgestellt:

- Belebungsanlage mit getrennter anaerober Schlammstabilisierung in einer mesophilen Faulung, mit Vorklärung (CSB Abscheidegrad $\eta = 30\%$), Schlammalter (gesamt) Belebung $t_{TS} = 18$ d, mit Gasnutzung (BHKW)
- Belebungsanlage ohne gezielte aerobe Stabilisierung und Nachstabilisierung im Schlammstapelbehälter, ohne Vorklärung, Schlammalter (gesamt) Belebung $t_{TS} = 18$ d (Teilstabilisierung)
- Belebungsanlage mit simultaner, aerober Schlammstabilisierung, ohne Vorklärung, Schlammalter (gesamt) Belebung $t_{TS} = 25$ d (Stabilisierung)
- Belebungsanlage mit simultaner, aerober Schlammstabilisierung, ohne Vorklärung, Schlammalter (gesamt) Belebung $t_{TS} = 60$ d (Vollstabilisierung)

Die Abbildung 65 zeigt das Grundmodell, das für die vier Anlagentypen angepasst wurde. Die Abschätzung der Stoffströme als Input und Output der jeweiligen Stufen der Abwasser- und Schlammbehandlung erfolgt jeweils für eine einwohnerspezifische Jahresfracht in $\text{kgCSB}/(\text{EW} \cdot \text{a})$. Entscheidend ist zum einen das Schlammalter der Belebung, das die Pfade beim CSB-Abbau bestimmt (Abbildung 64). So wird CSB sowohl in den Überschussschlamm eingebaut (CSB-ÜS) und zum anderen wird er unter Sauerstoffverbrauch abgebaut, d.h. veratmet (OVC, Sauerstoffverbrauch für Kohlenstoffabbau).

Zum Anderen ist der Grad des anaeroben CSB-Abbaus in der Faulung bzw. in den Schlammspeichern („kalte Faulung“) maßgebend.

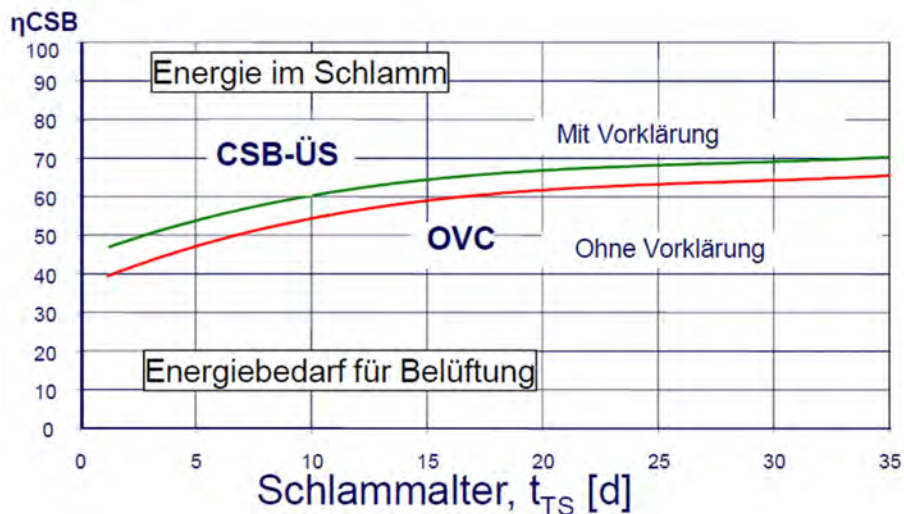


Abbildung 64: Abbaugrad des CSB in Abhängigkeit des Gesamtschlammalters (Svardal & Kroiss, 2011)

Für die Umrechnung in oTR-Frachten oder CH_4 -Anteile erfolgte mit üblichen stöchiometrischen Kennwerten (siehe auch Tabelle 23):

$$\text{CSB/oTR (Schlamm)} = 1,45$$

$$\text{CH}_4/\text{CSB} = 0,390 \text{ Nm}^3/\text{kg}$$

Aus den o.g. Modellbilanzen kann der Schlammanfall inkl. oTR-Anteil, der Strombedarf der biologischen Stufe sowie die Gasemissionen aus der Faulung bzw. in den Schlammspeichern abgeschätzt werden.

Die Modellbilanzen bilden auch die Grundlage für die Aufstellung der Klimabilanzen (siehe Kap. 7.1).

Die gewählten Eingabewerte für die vier Modelle sind in Tabelle 23 dargestellt.

Weiterhin wurden einige typische Kennwerte zur Plausibilitätsprüfung verwendet (siehe Tabelle 24).

Trotzdem wird ausdrücklich auf den qualitativen Charakter dieser Betrachtungen hingewiesen. Die ermittelten Werte weichen teilweise von den Angaben nach DWA-Merkblatt-M 368 oder DWA-Arbeitsblatt-A 131 ab.

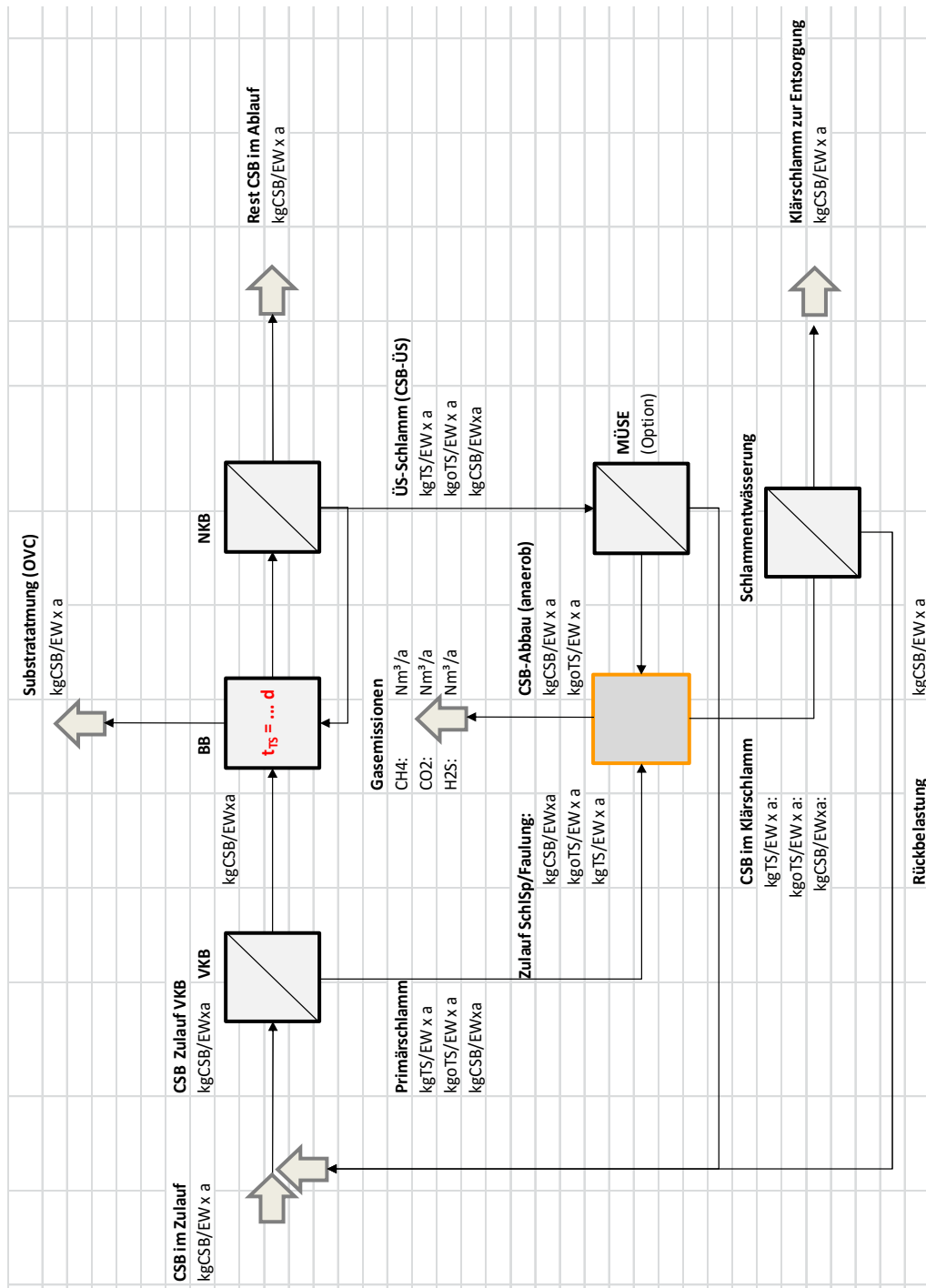


Abbildung 65: Grundlegendes Schema der Modellbetrachtung im EXCEL-Tool



Tabelle 23: Zusammenstellung der Eingabewerte für die Modellbilanzen

	Einheit	Faulung, tTS = 18d	ohne Stabi- lisierung, tTS = 18 d	aerobe Sta- bilisierung, tTS = 25 d	Voll- Stabilisie- rung, tTS = 60 d
Wirkungsgrad VKB	%	30,0	0,0	0,0	0,0
Rest-CSB (bez. CSB_Z)	%	7,0	7,0	6,5	6,5
CSB / oTR für Schlämme A131neu	-	1,45	1,45	1,45	1,45
GV (PS)	%	80,0	80,0	80,0	80,0
GV (ÜS)	%	65,0	65,0,	60,0	55,0
spez. Klärgas- produktion	Nm ³ /kg _{oTR,abg}	0,90	0,90	0,90	0,90
CH4 - Anteil	%	63,0	63,0	63,0	63,0
CO2 - Anteil	%	35,0	35,0	35,0	35,0
O2-Ertrag Belüftung (i.M.)	kgO ₂ /kWh	1,90	1,90	1,90	1,90
(1-Y): OV / CSB_elim (bez. CSB_ZB)	%	65,0	55,0	60,0	64,5
CSB-Rückbelastung aus Schlammbeh.	%	3,5	2,0	1,0	1,0
CSB-Abbau in Faulung oder Speicher	%	53,5	12,5	10,0	7,5
CO2-Äquivalent	kgCO ₂ /kWh	0,62	0,62	0,62	0,62



Tabelle 24: Zusammenstellung der Kennwerte zur Plausibilitätsprüfung für die Modellbilanzen

	Einheit	Faulung, tTS = 18d	ohne Stabi- lisierung, tTS = 18 d	aerobe Stabi- lisierung, tTS = 25 d	Voll- Stabilisie- rung, tTS = 60 d
ÜS / CSB_elim (bez. CSB_ZB)	%	32,0	42,0	37,0	33,0
GV (KS)	%	56,0	62,0	57,0	53,0
H ₂ S – Anteil	%	2,0	2,0	2,0	2,0
Faulgasanfall	Nm ³ /(EW*a)	7,8	1,5	1,0	0,7
CH ₄ -Ertrag bez. auf CSB-Abbau	-	0,39	0,39	0,39	0,39
Klärschlammanfall	g _{TM} /(EW*d)	37	50	49	48
o _{TM} -Anfall	g _{o_{TM}} /(EW*d)	21	31	28	26

Der berechnete Schlammanfall (kg_{TM} und kg_{o_{TM}} pro EW und Jahr) sowie der Strombedarf (Belüftung im Belebungsbecken) sind in Tabelle 25 dargestellt.

Tabelle 25: Zusammenstellung Schlammanfall und Strombedarf für die Modellbilanzen

	Einheit	Faulung, tTS = 18d	ohne Stabi- sierung, tTS = 18 d	aerobe Stabi- lisierung, tTS = 25 d	Voll- Stabilisie- rung, tTS = 60 d
Schlammanfall	kg _{TM} /(EW*a)	13,6 (76 %)	18,3 (102 %)	17,9 (100 %)	17,7 (99 %)
	kg _{o_{TM}} /(EW*a)	7,6 (74 %)	11,3 (110 %)	10,3 (100 %)	9,4 (91 %)
Strombedarf	kWh/(EW*a)	13,5 (81 %)	15,7 (94 %)	16,7 (100 %)	17,7 (106 %)



Erwartungsgemäß sind der Strombedarf und der Schlammanfall bei der Anlage mit Faulung deutlich geringer und von den anderen Anlagen zu unterscheiden. Die teilstabilisierte, stabilisierte und vollstabilisierte Anlage unterscheiden sich untereinander nicht massiv. Der Strombedarf für die Belüftung nimmt mit steigendem Schlammalter zu, so dass sich zwischen teilstabilisierter und vollstabilisierter Anlage ein Unterschied von 10 % ergibt. Der Unterschied beim Schlammanfall beträgt allerdings lediglich 3 %.

Weitere Ergebnisse aus den Modellberechnungen sind in der Abbildung 66 und Abbildung 67 dargestellt. Abbildung 66 zeigt die einzelnen Fraktionen des CSB für die vier Anlagentypen. Erwartungsgemäß sind bei Anlagen mit Faulung die gasförmigen Anteile (Methan) am größten, während diese bei den drei Varianten mit aerober Stabilisierung vergleichsweise gering sind. Durch den gezielten Abbau der oTR-Fracht (= CSB) in der Faulung wird auch der Anteil des CSB im Klärschlamm reduziert (siehe auch Tabelle 25).

Gut erkennbar ist auch, dass mit zunehmender Stabilisierung der Anteil des CSB in der Abluft der Belebung („Substratatmung“) deutlich zunimmt. Diese Tatsache korrespondiert mit dem Luft- bzw. Strombedarf. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass in der Praxis kein linearer Zusammenhang zwischen theoretischem Sauerstoffbedarf und Stromverbrauch besteht.

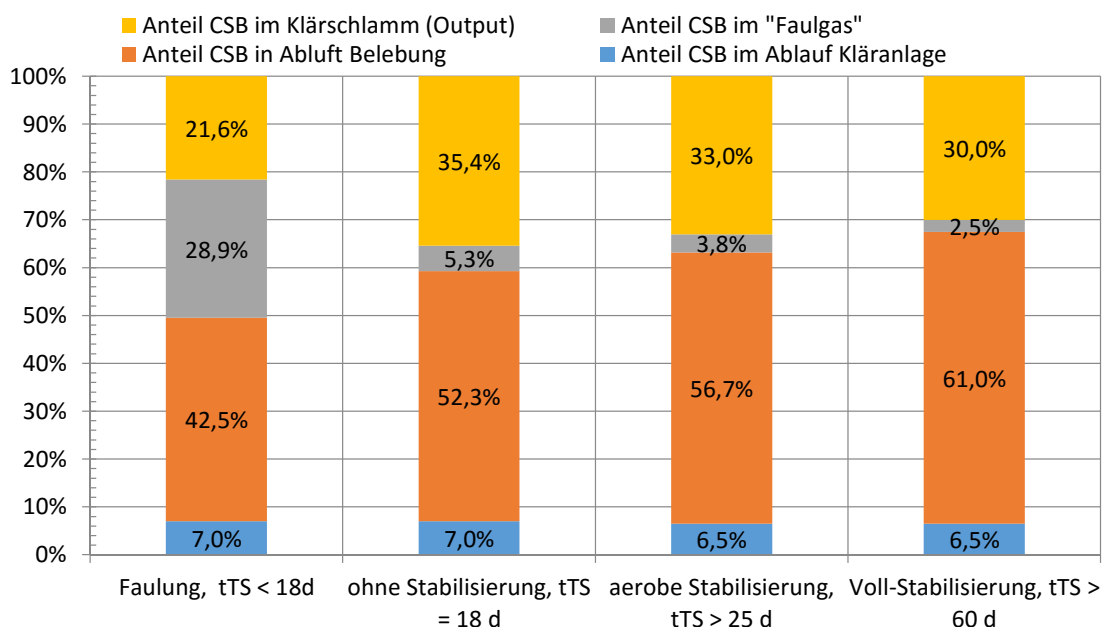


Abbildung 66: CSB-Bilanz für die vier Anlagentypen der Modellbetrachtung



Bei Betrachtung der rechnerischen Glühverluste im Klärschlamm spiegelt sich der sog. Stabilisierungsgrad tendenziell wieder. Ähnliche Werte finden sich im DWA-Merkblatt M 368 bzw. in den untersuchten Anlagen (siehe Anhang A). Die Modellbetrachtung zeigt übrigens auch, dass mit üblichen Ansätzen durch aerobe Stabilisierung (Schlammalter max. 25 d) kein Glühverlust unter 55 % im Klärschlamm zu erreichen ist.

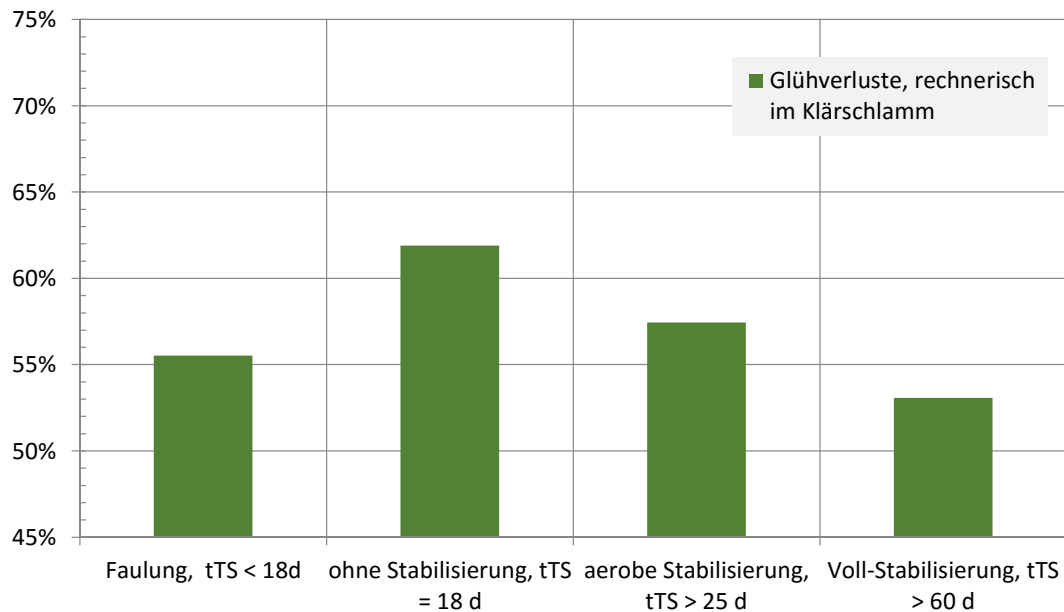


Abbildung 67: Berechnete Glühverluste im Klärschlamm (Output) in %

Die nachfolgende Tabelle 26 zeigt einen Vergleich zwischen den rechnerisch ermittelten Glühverlusten im Rohschlamm (Input Faulung bzw. Schlamm Speicher) und im Klärschlamm (Output Faulung bzw. Schlamm Speicher). Mit zunehmendem Stabilisierungsgrad in der Belebung reduzieren sich auch die im Schlamm Speicher abgebauten oTR-Anteile.

Tabelle 26: Vergleich der Glühverluste im Roh- und im Klärschlamm

	Einheit	Faulung, tTS = 18d	ohne Stabilisierung, tTS = 18 d	aerobe Stabilisierung, tTS = 25 d	Voll-Stabilisierung, tTS = 60 d
Glühverlust Rohschlamm	%	73,0	65,0	60,0	55,0
Glühverlust Klärschlamm	%	56,0	62,0	58,0	54,0

Diese berechneten Werte für die Glühverluste ergeben sich aus den gewählten Ansätzen und Abbauraten (siehe Kap. 7.2.3).



7.2 Betrachtungen zur Klimarelevanz der Modellanlagen

Im Rahmen der Abwasserreinigung werden Treibhausgase emittiert. Zu diesem Thema wurden bereits eine Reihe von Forschungsvorhaben durchgeführt, um die Relevanz der Emissionen an den klimarelevanten Gasen Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) abschätzen zu können (siehe Kap. 7.2.1).

Insgesamt spielen die Treibhausgasemissionen aus der Abwasseraufbereitung und Schlammbehandlung eher eine untergeordnete Rolle. Laut *Parravicini* entsprechen die Emissionen aus der Abwasserbranche nur etwa 0,36 % der gesamten Treibhausgasproduktion Österreichs (*Parravicini & Svoldal, 2015*).

Der deutsche CO₂-Ausstoß liegt bei 747,6 MtCO₂ (IEA, 2013), was einem Ausstoß pro Kopf von derzeit etwa 10 tCO₂/(EW*a) entspricht (*Pinnekamp, 2015*). Kommunale Kläranlagen dagegen emittieren jährlich etwa 3 MtCO₂ (UBA, 2009), was einem Anteil von nur 0,4 % entspricht.

In Abbildung 68 ist die Verteilung der Treibhausgasemissionen in CO₂-Äquivalenten im Abwasserreinigungs- und Klärschlammbehandlungsprozess von (*Bolle & Pinnekamp, 2011*) dargestellt. Der Anteil der Emissionen aus der Klärschlammbehandlung wird mit 13 % angegeben. Eine Größenordnung von 3 bis 13 % der Gesamtemissionen der Abwasserreinigung wird von (*Parravicini & Svoldal, 2014*) genannt.

Dieser Wert ist natürlich stark von den jeweiligen Randbedingungen abhängig. Es wird jedoch deutlich, dass die klimarelevanten Emissionen nicht durch die Schlammbehandlung dominiert werden.

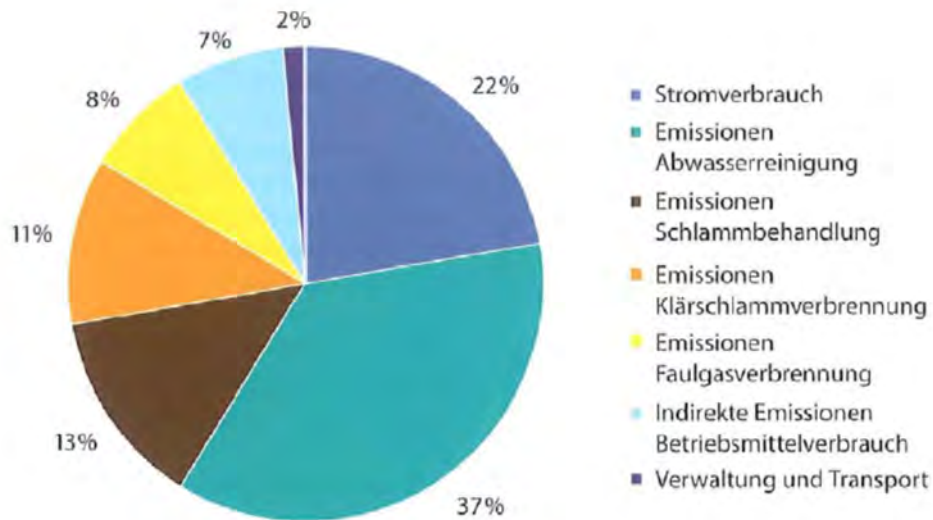


Abbildung 68: Verteilung der Treibhausgasemissionen in CO₂-Äquivalenten im Abwasserreinigungs- und Klärschlammbehandlungsprozess (Bolle & Genzowsky, 2011) in (Bolle & Pinnekamp, 2011)

Die Erstellung einer kompletten Klimabilanz im Detail würde den Rahmen dieses Forschungsprojektes sprengen und war nicht gefordert.

Da u.a. die Methan-Emissionen aus Schlammstapelbehältern bzw. der kalten Faulung oftmals kontrovers diskutiert werden, wurde für die wichtigsten Lösungsvorschläge durch überschlägige Berechnungen die Klimarelevanz abgeschätzt. Hierbei wurde jedoch nicht die gesamte Kläranlage betrachtet, sondern nur die Bereiche in denen sich durch die unterschiedlichen Lösungsvorschläge signifikante Unterschiede ergeben. Dies betrifft vor allem die Belebung, die durch unterschiedliche Schlammalter in Volumen und Schlammanfall beeinflusst wird, sowie die Schlammbehandlung inkl. Lagerung und Entsorgung.



7.2.1 Grundlagen

Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) werden üblicherweise in CO₂-Äquivalente (CO₂e) umgerechnet. Hierfür ist die Treibhauswirksamkeit der Gase entscheidend. Nach den Guidelines des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) wurden folgende Umrechnungsfaktoren bezogen auf 100 a verwendet (IPCC, 2007).

Tabelle 27: Treibhausgaswirksamkeit von Kohlendioxid, Methan und Lachgas (bezogen auf 100 Jahre) (IPCC, 2007)

Treibhausgas	Global Warming Potential GWP _{100a}
CO ₂	1
CH ₄	25
N ₂ O	298

Durch die Umrechnung in CO₂-Äquivalente gibt der sog. CO₂-Fußabdruck (carbon footprint) an, welches Maß an Treibhausgasausstoß über die gesamten Lebensstadien durch direkte und indirekte Aktivität verursacht werden.

Die Berechnung der direkten und indirekten Emissionen erfolgt über Emissionsfaktoren. Diese stehen teilweise in Datenbanken wie z.B. Ecolnvent zur Verfügung. IPCC Guidelines können ebenfalls, wie Werte die in der Fachliteratur angegeben werden, herangezogen werden.

CO₂-Emissionen ergeben sich aus dem Energieverbrauch der Anlage sowie aus direkten Emissionen im Rahmen der Abwasser- und Schlammbehandlung.

In der Regel wird emittiertes CO₂ aus Abbauprozessen und Stoffwechsel als klimaneutral betrachtet und daher nicht berücksichtigt (Mamais, et al., 2015), (Pinnekamp, 2015). Diese sog. direkten Emissionen entstammen organischem Material und sind als solche Teil eines kurzen Kohlenstoffkreislaufs.

Berücksichtigt werden jedoch Emissionen in Form von Methan und Lachgas (Parravicini & Svardal, 2015). Es gibt australische Untersuchungen, die 4-14 % des Zulauf-TOC aus fossilen Quellen (v.a. durch personal care Produkte) nachweisen konnten (Law, et al., 2013). Dieser Anteil müsste dann den indirekten Quellen zugeordnet werden. Im Rahmen dieser Forschungsarbeit wurde darauf verzichtet, da für Deutschland derzeit keine solchen Werte bekannt sind.

Diese direkten, nicht klimaschädlichen CO₂-Emissionen aus dem Abbau von Kohlenstoffverbindungen sowie der Nährstoffelimination betragen durchschnittlich 36,5 kgCO₂/(EW*a) (Pinnekamp, 2015).



Indirekte Emissionen entstehen durch den Einsatz von elektrischer Energie, Emissionen, die durch die Herstellung erforderlicher Betriebsmitteln wie Chemikalien, Hilfsstoffe und Rohstoffe sowie deren Transport entstehen. Auch die Entsorgung bzw. Verwertung von Abfällen und Reststoffen (inkl. deren Transporte) sind im Rahmen der indirekten Emissionen zu berücksichtigen (Parravicini & Svardal, 2015).

Die indirekten CO₂-Emissionen aufgrund des Energieverbrauchs von Kläranlagen betragen durchschnittlich 21 kgCO₂/(EW*a) (Pinnekamp, 2015). Hinzu kommen Emissionen an CH₄ (Methangasemissionen aus Kanalnetzen, Kläranlagen und Schlammbehandlungsanlagen) und N₂O (als Zwischenprodukt v.a. der Nitrifikation), die durch die hohen Umrechnungsfaktoren ins Gewicht fallen. Die Emissionen an CH₄ und N₂O können bisher nur grob abgeschätzt werden. Durch (Pinnekamp, 2015) wird ein Wert von weiteren 20,35 kgCO₂/(EW*a) (CO₂ Äquivalent) angegeben.

Methanemissionen entstehen durch den Kohlenstoffabbau unter anaeroben Bedingungen. Es wird vermutet, dass sich ein großes Bildungspotential bereits im Kanalnetz ergibt, mit Emissionen im Zulauf der Kläranlage (Pinnekamp, 2015). Weitere Emissionsorte sind die Vorklärung, anaerobe Bereiche im Rahmen von Bio-P, Schlammfäulung (Undichtigkeiten Faulbehälter), Schlammverbrennung sowie die Faulgasverbrennung (BHKW-Schlupf) (Bolle & Pinnekamp, 2011). Einflussfaktoren auf die Methanemission sind die Art der Abwasserbehandlung, pH-Wert, die Aufenthaltszeit, die Biozönose (speziell die Konkurrenz zwischen methanogenen und sulfatreduzierenden Bakterien), das Vorhandensein toxischer Stoffe sowie die vorliegende Temperatur (El-Fadel & Massoud, 2001).

Eine verlässliche Beurteilung der im Rahmen der Abwasserreinigung entstehenden Methanemissionen ist noch nicht möglich. Aktuelle Ansätze gehen davon aus, dass etwa 0,7 % des im Abwasser vorhandenen CSBs im Rahmen der Abwasserreinigung anaerob zu CH₄ umgesetzt wird (IPCC, 2007).

Da die Auswirkungen auf das Klima für N₂O-Emissionen 298-fach stärker sind als für CO₂ (siehe Tabelle 27) können bereits geringe Emissionen einen erheblichen Einfluss auf die Klimabilanz haben.

Im vierten Sachstandsbericht des IPCC von 2006 wird davon ausgegangen, dass im Durchschnitt auf Kläranlagen etwa 1 % der jährlichen Stickstofffracht zu N₂O umgesetzt wird. Es wird angenommen, dass die direkten N₂O-Emissionen aus Kläranlagen im Gegensatz zu Emissionen aus dem Stickstoffzyklus in natürlichen Gewässern nur eine untergeordnete Rolle spielen (Bolle & Pinnekamp, 2011).



Durch (Parravicini & Svoldal, 2015) wird v.a. die Nitrifikation für Lachgasemissionen identifiziert (als Zwischenprodukt). Durch optimale Prozessbedingungen für die Nitrifikation und Denitrifikation können die N_2O -Emissionen jedoch wesentlich verringert werden. Weiter konnte gezeigt werden, dass der Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung im Zusammenhang mit den N_2O -Emissionen steht. Die Autoren der Studie gehen davon aus, dass Anlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung durch eine höhere Stickstoffelimination geringere N_2O -Emissionen verursachen gegenüber Anlagen mit getrennter, anaerober Stabilisierung. Gründe hierfür sind v.a. das bessere C:N-Verhältnis bei Anlagen ohne Vorklärung, die bessere Bedingungen für die Denitrifikation schaffen und damit Lachgasemissionen aus der Nitrifikation aufnehmen können; ein höheres Schlammalter und somit höhere Verweilzeiten, sowie geringere Rückbelastungen aus der Schlammbehandlung (Bolle & Pinnekamp, 2011).

Da die Unterschiede zwischen den hier betrachteten Anlagentypen noch nicht klar ermittelt wurden und der Einfluss von N_2O -Emissionen durch das hohe Treibhausgaspotential im Vergleich zu anderen Emissionen sehr hoch ist, wurden N_2O -Emissionen im Rahmen dieses Projektes nicht berücksichtigt.

7.2.2 Annahmen für dieses Forschungsprojekt

Grundlage für die Bewertung der Klimarelevanz bilden die Modell-Bilanzen zu den vier Anlagentypen (siehe Kap. 7.1).

Wie bereits zu Beginn dieses Kapitels beschrieben handelt es sich nicht um eine vollständige Klimabilanz des jeweiligen kompletten Abwasserbehandlungsprozesses, sondern um die überschlägige Bewertung der Unterschiede der Anlagentypen hinsichtlich der klimarelevanten Emissionen. Die direkten CO_2 -Emissionen wurden nicht berücksichtigt.

Im Rahmen der Betrachtungen wurden Emissionen aus Herstellung und Rückbau der Kläranlagen nicht berücksichtigt, da diese für alle Anlagen als etwa gleichwertig betrachtet werden können. Dies gilt auch für Emissionen (v.a. CH_4) im Kanalnetz. Auch der Einsatz von Hilfsstoffen wurde nicht berücksichtigt, da dieser bei den unterschiedlichen Anlagen in der gleichen Größenordnung liegt. Bei Anlagen mit einer mesophilen Faulung ist der Hilfsmiteinsatz tendenziell höher, dies wurde jedoch nicht berücksichtigt, da der Einfluss nicht genau quantifiziert werden kann. Emissionen aus Hilfsmitteln sind nicht ausschlaggebend (Parravicini & Svoldal, 2014).



Der Energieverbrauch wurde über die Zusammensetzung des deutschen Strommixes von 0,62 kg CO₂/kWh (UBA, 2014) in CO₂-Äquivalente umgerechnet. Es ist zu berücksichtigen, dass ein zunehmender Anteil an erneuerbaren Energien in Deutschland die CO₂-Emissionen weiter reduzieren wird und die Klimabilanzen von Kläranlagen durch den stärkeren Anteil der Emissionen verändern wird.

Die Stromerzeugung aus der anaeroben, mesophilen Schlammfäulung wurde als Gutschrift berücksichtigt. Methanverluste wurden in der Vorklärung, im Faulbehälter sowie Methan-Schlupf im BHKW entsprechend Angaben der TU Wien berücksichtigt (Parravicini & Svardal, 2015). Diese liegen in der gleichen Größenordnung wie die in (Bolle & Pinnekamp, 2011) angegebenen Werte.

Des Weiteren wurde der Energiebedarf für Vorklärung und mesophile Fäulung mit angesetzt (DWA-Themenheft, 2013). Es wurde davon ausgegangen, dass die Abwärme des BHKWs im Winter ausreicht, um das Temperaturniveau im Faulbehälter aufrechterhalten zu können. Die erforderliche Kühlung im Sommer wurde nicht berücksichtigt (Strombedarf).

Das Schlammalter hat Einfluss auf das Belebungsbeckenvolumen und den Anteil der Kohlenstofffracht, die durch Substratatmung zu CO₂ umgewandelt wird bzw. zum Biomassenaufbau beiträgt (entsprechend des schlammalterabhängigen Yield-Faktors) (Steinle & Carozzi, 2011). Dies ist in Form der erforderlichen Rührwerksenergie sowie der Belüftungsenergie berücksichtigt. Der unterschiedliche CO₂-Ausstoß durch die Veratmung wurde nicht berücksichtigt, da die direkten Emissionen im Rahmen dieses Projektes nicht bilanziert wurden.

Im Rahmen dieses Projektes wurden die Methanemissionen im Belebungsbecken für alle untersuchten Varianten als gleichwertig angesehen und daher nicht bilanziert.

Strombedarf und Emissionen aus der Prozesswasserbehandlung auf Anlagen mit mesophiler Fäulung bzw. die Stickstoff-Rückbelastung wurden nicht berücksichtigt. Der spezifische Stromverbrauch für die Stickstoffelimination im Hauptstrom wird mit 6 kWh/kgN angegeben (UBA, 2008).

7.2.3 Emissionen aus Schlammstapelbehältern

Auch aerob stabilisierter Klärschlamm stellt bei einer längerfristigen Lagerung eine potentielle Quelle von CH_4 -Emissionen dar (Parravicini & Svardal, 2015). In Schlammstapelbehältern stellen sich relativ rasch anaerobe Bedingungen ein. Anschließend muss mit der Bildung von CH_4 gerechnet werden.

In den letzten Jahren wurde durch eine Vielzahl an Forschungsprojekten Emissionen auf Kläranlagen untersucht. Leider besteht noch eine signifikante Wissenslücke im Hinblick auf Emissionen aus Schlammstapelbehältern. Dies gilt sowohl für Faulschlamm, als auch für stabilisierte- und besonders für nicht stabilisierte Schlämme.

Daher wurden im Rahmen dieses Projektes Literaturwerte, Abschätzungen durch erstellte Bilanzen, sowie die gewonnen Erkenntnisse aus den durchgeführten Versuchen zur Gasbildung verwendet, um die Emissionen aus Schlammstapelbehälter abschätzen zu können. Zusätzlich wurden die Ergebnisse mit der ermittelten Reduktion des Glühverlustes im Schlammstapelbehälter über die Lagerdauer der Beispielkläranlage AZ verglichen. Es wird jedoch darauf hingewiesen, dass im Zusammenhang mit Emissionen aus Schlammstapelbehältern noch erheblicher Forschungsbedarf besteht. Vor diesem Hintergrund haben die Abschätzungen nur vorläufigen Charakter.

Über das Ausmaß der CH_4 -Emissionen kursieren sehr unterschiedliche Annahmen. Diese werden im Folgenden zusammengestellt.

Da mikrobielle Umsetzungsprozesse stark temperaturabhängig sind, steigt mit höheren Temperaturen auch die Methanproduktion. Nach ICPP und (Bolle & Pinnekamp, 2011) sind unterhalb einer Temperatur von etwa 15°C keine bedeutenden Methanemissionen zu erwarten, da die für die Methanbildung notwendigen methanogenen Bakterien kaum aktiv sind. Unter dieser Annahme müssten die CH_4 -Emissionen minimal sein, da die Temperaturen in Schlammstapelbehältern i.d.R. gering sind (siehe Kap. 5.10). Auch das Umweltbundesamt geht davon aus, dass die Höhe des Methan-Konversions-Faktor (MCF) temperaturabhängig ist und unterhalb von 15°C keine Methanproduktion stattfindet (UBA, 2014).

Sehr hohe Emissionen würden entstehen nach Abbildung 69 (Fair & Moore, 1937) in (ATV, 1996). Für eine Temperatur im Schlammstapelbehälter zwischen 10 und 20°C ergibt sich eine Gasentwicklung in der Größenordnung von 330 l/kgTS . Dies würde zu Gasemissionen von etwa $39 \text{ kgCO}_2\text{e}/(\text{EW}*\text{a})$ führen. Diese Gasmenge entspricht einem Klärgasstrom von etwa $10 \text{ NL}_{\text{Faulgas}}/(\text{EW}*\text{d})$, ein Wert der für simultan aerob stabilisierten Schlamm auch im DWA-Themenheft „Schlammfäulung oder gemeinsame aerobe Stabilisierung bei Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe“ angegeben wird (DWA-Themenheft, 2013).

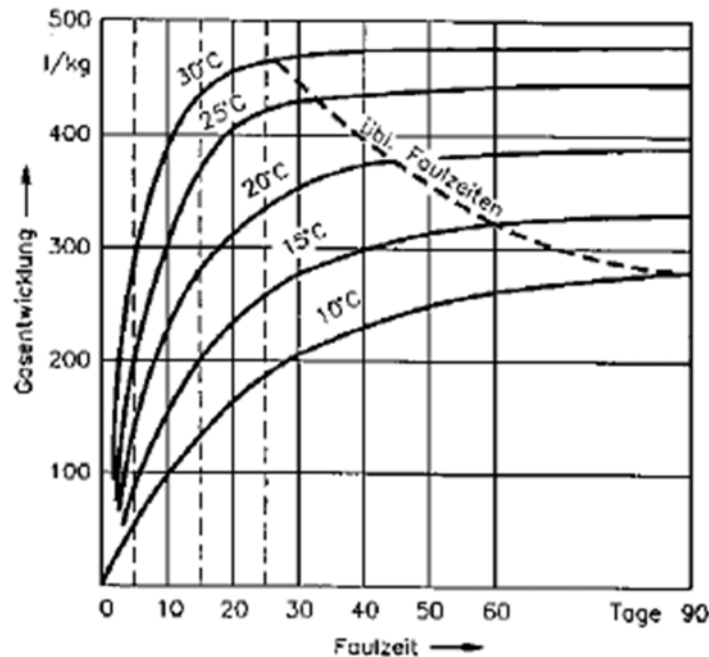


Abbildung 69: Gasentwicklung aus 1 kg wasserfreien organischen Stoffen des in den Faulraum eingeführten frischen Schlammes bei verschiedenen Temperaturen nach (Fair & Moore, 1937) in (ATV, 1996)

Eine solche Gasemission würde für eine Kläranlage mit einer mittleren Belastung von 3.000 EW zu einem Faulgasstrom aus dem Schlammstapelbehälter von $30 \text{ Nm}^3_{\text{Faulgas}}/\text{d}$ führen. Bei einem angenommenen Durchmesser des Schlammstapelbehälters von 14 m bzw. einer Oberfläche von 150 m^2 müssten über $8 \text{ NL}_{\text{Faulgas}}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ emittiert werden. Ein solcher Faulgasstrom müsste sich durch ein dauerhaft sichtbares Blasenbild im Schlammstapelbehälter bemerkbar machen. Bei den Ortsterminen auf den Kläranlagen haben die Schlammstapel beim Aufrühren aber nur ein sehr feines Blasenbild aufgewiesen, v.a. wenn der entsprechende Schlammstapelbehälter lange nicht gerührt wurde. Das Blasenbild ist jedoch nach wenigen Minuten wieder weitgehend verschwunden. Zum Vergleich sei erwähnt, dass in einem mesophilen Faulbehälter üblicherweise eine Faulgasmenge von $20\text{-}25 \text{ NL}_{\text{Faulgas}}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ entsteht (LfU, 2015). Durch die Faulgasbildung kommt es zu erheblichen Durchmischungseffekten in Faulbehältern. Das Blasenbild ist an der Oberfläche deutlich zu erkennen und kann nicht mit dem optischen Eindruck eines Schlammstapelbehälters verglichen werden.

Eine derart hohe Faulgasemission aus Schlammstapelbehältern wird daher als unwahrscheinlich angesehen. Es ist weiter zu berücksichtigen, dass die grundlegende Literatur von (Fair & Moore, 1937) auf durchgeführten Experimenten aus den 30-er Jahren des vergangenen Jahrhunderts beruhen.

Es ist daher anzunehmen, dass die tatsächlichen Emissionen trotz des geringen Temperaturniveaus nicht zu vernachlässigen sind. Andererseits wird angenommen, dass die fast 100 Jahre alten Untersuchungen von (Fair & Moore, 1937) zu hohe Emissionswerte liefern.

Im Rahmen der berechneten Modell-Bilanzen (siehe Kap. 7.1) wurden die CH₄-Emissionen auf Grundlage des angenommenen Abbaus im Schlammstapelbehälter berechnet. Angenommen wurde ein oTM-Abbau von 12,5 % für nicht stabilisierten Schlamm mit einem Gesamtschlammalter von 18 d. Der Abbau für Schlamm mit einem Gesamtschlammalter von 25 d bzw. 60 d wurde mit 10 % bzw. 7,5 % angenommen. Diese Abbauraten sind relativ hoch angesetzt, wurden aber gewählt, um den Gasanfall im Schlammstapelbehälter nicht zu niedrig einzuschätzen. Diese Abbaugrade können nicht höher gewählt werden, andernfalls würden sich unrealistische Schlammengen nach der Lagerung ergeben, die nicht mehr mit den angegebenen Werten des Merkblattes M 368 (DWA-M 368, 2014) übereinstimmen. Gleiches gilt für die Erfahrungswerte bzgl. entsorgter Schlammengen u.a. im Rahmen der untersuchten Beispielanlagen.

In der Modelluntersuchungen der TU Wien wird entsprechend für Schlamm mit einem Gesamtschlammalter von 25 d nur ein Abbaugrad im Schlammstapelbehälter von 7 % angesetzt. Dieser Abbaugrad wurde aufgrund von Angaben aus der Literatur zu Restgaspotentialen sowie der ICPP Guidelines (IPCC, 1999) abgeschätzt. Des Weiteren wurden eigene Versuche durchgeführt, die die Annahmen bestätigt haben (Smidt & Parravicini, 2009), (Parravicini, et al., 2006).

Im Rahmen der in diesem Projekt durchgeführten Modellbilanzen ergeben sich Gasemissionen aus dem Schlammstapelbehälter von 6,7 kgCO₂e/(EW*a) für Anlagen mit einem Gesamtschlammalter von 60 d, 10,1 kgCO₂e/(EW*a) bzw. 15,1 kgCO₂e/(EW*a) für Anlagen mit einem Gesamtschlammalter von 25 bzw. 18 d.

Die ermittelten Werte scheinen auch im Abgleich mit den orientierenden Gasbildungsversuchen realistisch (siehe Kap. 4.3.10). Für Schlämme mit einem hohen Schlammalter und einer hohen Lagerdauer ergaben sich umgerechnet Klimaemissionen von mindestens 1,4 kgCO₂e/(EW*a); für nicht stabilisierte Schlämme mit geringem Schlammalter (Beispielkläranlagen NA und SN) ergaben sich Emissionen von maximal 14 kgCO₂e/(EW*a). Der Abbau des oTM im Rahmen der Versuche lag zwischen 2 und 7 %, was die getroffenen Annahmen der Modellbilanzen ebenfalls bestätigt.

Aufgrund der im Versuch ermittelten Abbauraten des Glühverlustes (bzw. oTR) wurden die stöchiometrisch produzierten Gasmengen berechnet. Ein Abgleich zwischen den berechneten und gemessenen Faulgasmengen war für über 50 % der Proben zufriedenstellend. Abweichungen sind mit den geringen abgebauten

Mengen im begrenzten eingesetzten Volumen (400 bis 800 mL) und dem damit verbundenen hohen Einfluss von Messungenauigkeiten begründet.

Des Weiteren wurden für die Beispielkläranlage AZ die Gasemissionen über den durch Probenahmen verfolgten Abbau des Glühverlustes im Schlammstapelbehälter (siehe Kap. 5.10) rechnerisch abgeschätzt. Für den Schlamm mit einem hohen mittleren Gesamtschlammalter von über 30 d und einem vergleichsweise geringen aeroben mittleren Schlammalter von 7 d ergaben sich überschlägige Emissionen aus dem Schlammstapelbehälter von etwa $6 \text{ kgCO}_2\text{e}/(\text{EW}^*\text{a})$. Dieser Wert hat allerdings nur orientierenden Charakter, da die tatsächliche Dynamik aus schwankenden Glühverlusten, TS-Gehalten und Mengen im Überschusschlamm nicht berücksichtigt werden konnten.

Die in den Modell-Bilanzen ermittelten Gasemissionen erscheinen durch die Ansätzen der TU Wien, die orientierenden Gasbildungsversuche sowie die Abschätzung der Gasemissionen der Kläranlage AZ plausibel. Der Unterschied der Gasemissionen von Schlämmen unterschiedlicher Schlammalter ist, wie zu erwarten, vorhanden, liegt jedoch unter $10 \text{ kgCO}_2\text{e}/(\text{EW}^*\text{a})$. Dies ist auf den begrenzten möglichen Abbau im Speicher und die relativ niedrigen Temperaturen im Schlamm Speicher zurückzuführen. Außerdem ist durch die Anforderung einer gesicherten Nitrifikation eine massive Absenkung des Schlammalters gar nicht möglich. Ein Unterschied von $10 \text{ kgCO}_2\text{e}/(\text{EW}^*\text{a})$ entspricht dem CO_2 -Ausstoß eines modernen Mittelklassewagens auf einer Fahrtstrecke von etwa 75 km (angenommener CO_2 -Ausstoß: $0,13 \text{ kgCO}_2/\text{km}$).

7.2.4 Klimarelevanz der Modell-Anlagentypen

Auf Basis der erstellten Modell-Bilanzen wurden für die vier Modell-Anlagentypen die Unterschiede in der Abwasserreinigung und Schlamm entsorgung bzgl. Klimabilanz betrachtet und verglichen.

Es wurde die Schlamm entsorgung, sowie die Punkte Strombedarf und Emissionen aus Faulung bzw. Schlammstapelbehälter im Hinblick auf den Unterschied zwischen den Anlagentypen betrachtet.



Strombedarf

Es wurde der Strombedarf für Belüftung (in Anhängigkeit der Substratatmung) sowie der Strombedarf der Rührwerke (in Anhängigkeit des Beckenvolumen, t_{TS}) zusammengestellt. Die Belüftung stellt selbstverständlich den Hauptverbraucher da. Der Strombedarf der Rührwerke wurde mit $2,5-3,5 \text{ W/m}^3$ angenommen (Baumann & Roth, 2008). Die spezifischen Beckenvolumen lagen zwischen 150 und 700 l/EW (DWA-Themenheft, 2013), Laufzeiten der Rührwerke wurden abgeschätzt.

Für den Betrieb der Faulung wurde der Strombedarf der Vorklärung, Eindickung und Faulung selbst zu $4,9 \text{ kWh}/(\text{EW}^*a)$ addiert (Baumann & Roth, 2008; DWA-Themenheft, 2013). Der Energiegewinn aus dem produzierten Faulgas wurde der Bilanzrechnung entnommen. Der Wert von $15 \text{ kWh}/(\text{EW}^*a)$ liegt im üblichen Bereich für kleinere Faulungen mit entsprechenden Wirkungsgraden.

Hinsichtlich des Strombedarfs schneidet die Anlage mit mesophiler Faulung durch den Stromgewinn von $3,5 \text{ kgCO}_2e/(\text{EW}^*a)$ mit Abstand am besten ab. Die Anlagen ohne Faulung liegen zwischen $11,2$ und $15,3 \text{ kgCO}_2e/(\text{EW}^*a)$, wobei der Einfluss eines höheren Schlammalters auch zu erhöhtem Strombedarf für Rührwerke und Belüftung führt. Durch die Absenkung des Schlammalters von 25 auf 18 d können $1,6 \text{ kgCO}_2e/(\text{EW}^*a)$ eingespart werden (siehe Tabelle 28).

Tabelle 28: Zusammenstellung der Unterschiede in Strombedarf und gasförmigen Emissionen der vier Modell-Anlagentypen

Strombedarf [kWh/(EW*a)]	Anlage mit Faulung (VK+t _{TS} =18d)	Anlage ohne Stabilisierung (t _{TS} =18d)	Anlage mit Stabilisierung (t _{TS} =25d)	Anlage mit Vollstabilisierung (t _{TS} =60d)
Strombedarf Belüftung	13,5	15,7	16,7	17,7
Strombedarf Rührwerke*	2,3	2,4	3,9	6,9
Strombedarf				
Faulung, Eindickung vor Faulung, Vorklärung*	4,9	0,0	0,0	0,0
Stromgewinn aus Klärgas	15,0	0,0	0,0	0,0
Summe Strombedarf [kWh/(EW*a)]	5,6	18,1	20,7	24,6
CO₂-Äquivalente aus Strombedarf [kgCO₂e/(EW*a)]	3,5	11,2	12,8	15,3
Gasförmige Emissionen Nm³/[(EW*a)]				
N ₂ O-Emissionen aus Belebungsbecken (bei allen Varianten gleich)	-	-	-	-
CH ₄ -Emissionen aus Vorklärung	0,06	0,00	0,00	0,00
CH ₄ -Emissionen aus PS-Eindicker	-	-	-	-
CH ₄ -Emissionen aus Faulung durch Verluste 5%	0,25	0,00	0,00	0,00
CH ₄ -Schlupf - BHKW: 1,5 %	0,07	0,00	0,00	0,00
CH ₄ -Emissionen aus Nacheindicker Faulschlamm/Vorlage Entwässerung	0,09	0,00	0,00	0,00
CH ₄ -Emissionen aus Schlammmentwässerung/entw. Schlamm	-	-	-	-
CH ₄ -Emissionen aus Schlammstapelbehälter (Anlagen ohne Faulung)	0	0,92	0,65	0,43
Summe gasförmige Emissionen als CO₂-Äquivalent kgCO₂e/(EW*a)	7,82	15,35	10,86	7,23

Die gasförmigen Emissionen umfassen die Emissionen aus der mesophilen Faulung als auch die Emissionen aus den Schlammstapelbehältern bei Anlagen ohne Faulung. Es wurde angenommen, dass die Unterschiede der N₂O-Emissionen zwischen den Anlagentypen vernachlässigbar sind. Gleiches gilt für CH₄-Emissionen aus Abwasserbehandlung und der Schlammmentwässerung.

Die Emissionen aus den Schlammstapelbehältern basieren auf den Ergebnissen der Modellbilanzen (siehe auch Kap. 7.2.3). Es handelt sich um 0,92, 0,65 bzw. 0,43 Nm³CH₄/(EW*a), wobei die höchsten Emissionen bei einem Schlammalter von 18 d auftreten. Es handelt sich nur um geringe Mengen, die jedoch aufgrund der hohen Klimarelevanz von CH₄ erheblichen Einfluss haben.

Bei der mesophilen Faulung fallen besonders die Emissionen durch Verluste aus dem Faulbehälter ins Gewicht, die in älteren Bilanzen oft vernachlässigt wurden. Die Verluste hängen von einer Vielzahl an Randbedingungen ab und werden in der Literatur mit 1 % (Mamais, et al., 2015), 4 % (Parravicini & Svoldal, 2015), bzw. oftmals mit rund 10 % der produzierten Faulgasmenge durch Undichtigkeiten angegeben (Bolle & Genzowsky, 2011). Hier wurden 5 % angesetzt.

Neben den Verlusten aus der Faulung wurden CH₄-Emissionen aus Vorklärung, der CH₄-Schlupf – BHKW mit 1,5 %, sowie CH₄-Emissionen aus Nacheindicker Faulschlamm/Vorlage Entwässerung angesetzt (Parravicini & Svoldal, 2015).

CH₄-Emissionen aus Primärschlammeindickern wurden vernachlässigt, da Primärschlammeindicker auf kleineren Anlagen üblicherweise nicht verwendet werden.

Die Unterschiede der gasförmigen Emissionen sind daher vergleichsweise gering. Die Anlage mit Faulung emittiert unter den getroffenen Annahmen in etwa die gleiche Menge an CO₂-Äquivalenten wie die Anlage mit einem sehr hohen Schlammalter. Die Anlage mit reduziertem Schlammalter auf 18 d liegt nur etwa 7,5 kgCO₂e/(EW*a) höher.

Tabelle 29: Zusammenstellung der Unterschiede (kgCO₂e/(EW*a)) bzgl. Stromverbrauch auch gasförmigen Emissionen der vier Modell-Anlagentypen

	Anlage mit Faulung (VK+t _{TS} =18d)	Anlage ohne Stabilisie- rung (t _{TS} =18d)	Anlage mit Stabilisie- rung (t _{TS} =25d)	Anlage mit Voll- stabilisierung (t _{TS} =60d)
Summe gasf. Emissionen und Strombed. als CO ₂ -Äquivalent kgCO ₂ e/(EW*a)	11,31	26,55	23,67	22,48
Unterschied zur Faulung [kgCO ₂ e/(EW*a)]	0,00	15,2	12,4	11,2
PKW-km (bei Ausstoß Mittelklas- sewagen 130gCO ₂ /km, EU-Ziel 2015)	0,00	117	95	86

In Tabelle 29 sind die Unterschiede zwischen den Anlagen für Strombedarf und gasförmige Emissionen zusammengestellt. Es wird deutlich, dass die Anlage mit Faulung am besten abschneidet. Jedoch sind die Unterschiede zu den Anlagen mit Schlammstapelbehälter mit 11 bis 15 kgCO₂e/(EW*a) vergleichsweise gering.



Die Unterschiede entsprechen einer Fahrt von maximal 120 km in einem modernen Mittelklassewagen mit einem CO₂-Ausstoß von 130 gCO₂/km.

Bei einem Ansatz von 10 % Verluste aus dem Faulbehälter würde der Unterschied zu den Anlagentypen mit Schlammstapelbehälter sogar auf nur 7 bis 11 kgCO₂e/(EW*a) schrumpfen.

Betriebskostenvergleich zwischen Modellanlage ohne Stabilisierung (t_{TS}=18 d) bzw. mit Stabilisierung (t_{TS}=25 d)

Die beiden Modellanlagen mit und ohne Stabilisierung wurden hinsichtlich Unterschieden ihrer Betriebskosten verglichen. Es wurde eine Lagerung bzw. Nachstabilisierung im Schlammstapelbehälter und eine anschließende Schlammverwertung betrachtet.

Hinsichtlich der Betriebskosten gibt es Unterschiede bzgl. des Strombedarfs. Dieser ist in der Anlage mit einem Gesamtschlammalter von 25 d sowohl durch das höhere Beckenvolumen (Rührwerke) als auch für die Belüftung um 2,6 kWh/(EW*a) höher. Die Emissionen wurden als kostenneutral betrachtet. Somit ergibt sich bei einem angesetzten Strompreis von 0,25 €/kWh ein kleiner Kostenvorteil des geringeren Schlammalters von 0,65 €/(EW*a).

Die Entsorgungskosten wurden nach (UBA, 2012) angesetzt. Für die Berechnungen wurde der Mittelwert angesetzt.

Tabelle 30: Kosten der Klärschlamm Entsorgung einschließlich der Kosten für Entwässerung und Transport [€/t_{TR}] nach (UBA, 2012)

	Bereich [€/t _{TR}]	Mittelwert [€/t _{TR}]
Landwirtschaft, nass 4%	200-375	287,5
Rekultivierung, mech. entwässert, 25%	120-280	200,0
Mitverbrennung, mech. entwässert, 25%	125-320	222,5
Monoverbrennung, mech. entwässert, 25%	180-400	290,0

Die stabilisierende Anlage (t_{TS}=25 d) weist rechnerisch einen etwas geringeren spezifischen Schlammanfall auf. Bedingt durch die geringen Kostenunterschiede der einzelnen Entsorgungswege liegt der Kostenvorteil der stabilisierenden Anlage zwischen rechnerisch 8 und 11 ct/(EW*a). Die Schlamm Entsorgungskosten nach UBA variieren relativ wenig für die unterschiedlichen Entsorgungswege - besonders im Vergleich zu ihrer Schwankungsbreite. Auch hier kann sich im Rahmen einer Einzelfallbetrachtung ein anderes Ergebnis einstellen.



Insgesamt ergibt sich somit ein rechnerischer Kostenvorteil für die Anlage mit geringerem Schlammalter von etwa 0,57 €/ (EW*a). Der Kostenvorteil der Modellanlage mit 18 d Gesamtschlammalter ist überschaubar. Daher sollte diese Variante bei einem Neubau aufgrund des Fehlens von Ausbaupkapazitäten und der geringeren Prozessstabilität der Anlage durch das geringere Beckenvolumen nicht zum Einsatz kommen. Kann für eine Anlage jedoch durch die Reduktion des Schlammalters von einem Ausbau abgesehen werden, würden zu dem Kostenvorteil von 0,56 €/ (EW*a) zusätzlich die Jahreskosten aus der Investition des Ausbaus hinzukommen. Diese Investitionskosten müssen im Einzelfall betrachtet werden, pauschale Angaben sind nicht möglich.

Vergleich zwischen Modellanlage ohne Stabilisierung ($t_{TS}=18$ d) und Schlammverwertung über fremde Faulung bzw. mit Stabilisierung ($t_{TS}=25$ d)

Hinsichtlich der Unterschiede bzgl. der Klimarelevanz wurde die Modellanlage ohne Stabilisierung ($t_{TS}=18$ d) mit der Anlage mit Stabilisierung ($t_{TS}=25$ d) verglichen. Es wurde angenommen, dass der nicht stabilisierte Schlamm in der Faulung einer größeren Kläranlage der Umgebung verwertet wird. Für die stabilisierende Anlage wurde die Lagerung des Schlammes im Schlammstapelbehälter berücksichtigt. Die Klärschlämme beider Anlagen werden anschließend thermisch in einer Monoverbrennungsanlage verwertet.

Für die Betrachtung wurden für die stabilisierende Anlage die Emissionen aus Betrieb der Anlage und Schlamm Entsorgung addiert. Für die Anlage ohne Stabilisierung wurde angenommen, dass eine Lagerung des nicht stabilisierten Schlammes weitgehend entfällt und daher nur 10 % der Emissionen aus dem Schlammstapelbehälter auftreten. Des Weiteren wurde der Transport (3 % TR nach statischer Eindickung) zur benachbarten Kläranlage mit Faulung sowie der Strombedarf der Faulung und Emissionen aus der Faulung berücksichtigt. Positiv wirkt sich der Energiegewinn aus der Faulung aus, wobei hier nur 2/3 angesetzt wurden, da der Überschussschlamm mit einem Schlammalter von 18 d ein reduziertes Gasbildungspotential aufweist. Die zu entsorgenden Klärschlamm mengen wurden durch den angenommenen Abbau in der Faulung um 25 % reduziert.

Bei einer einfachen Entfernung zur Kläranlage mit Faulung von 18 km gibt es für die getroffenen Randbedingungen keinen Unterschied zwischen den beiden Modellkläranlagen. Ist die Entfernung zur Faulung größer ergibt sich bereits eine bessere Klimabilanz für die stabilisierende Anlage. Es wird deutlich, dass der Nutzen der abbaubaren Stoffe im Schlamm in einer fremden Faulung bereits durch Entfernungen von etwa 20 km aufgehoben werden können. Dies ist vor allem durch die hohe Klimarelevanz des Transportes begründet. Der Einzelfall ist zu prüfen.



Es ist zu berücksichtigen, dass das Ergebnis auch von der Entsorgung des Klärschlammes abhängt.

Ein Kostenvergleich zwischen diesen beiden Varianten ist nicht möglich, da er maßgeblich vom Annahmepreis der Kläranlage mit Faulung abhängig ist und dieser nach örtlichen Gegebenheiten sehr stark schwankt.

7.2.5 Klimarelevanz bei der Klärschlammverwertung

Auch die unterschiedlichen Entsorgungswege von Klärschlamm unterscheiden sich hinsichtlich Ihrer Klimarelevanz. Die unterschiedlichen Entsorgungswege wurden in Anlehnung an Berechnungen der TU Wien abgeschätzt. Die zu entsorgenden Schlammengen wurden den Modell-Bilanzen entnommen.

Betrachtet wurden:

- Landwirtschaftliche Verwertung
- Landschaftsbau
- Thermische Verwertung durch Monoverbrennung
- Thermische Verwertung durch Mitverbrennung in einer Müllverbrennungsanlage

Bei der Entsorgung wurden auch die jeweiligen Transportkosten berücksichtigt. Es wurde angenommen, dass Schlamm üblicherweise mit einem TS-Gehalt von 3 % transportiert wird, wenn eine Landwirtschaftliche Verwertung erfolgt. Für Anlagen mit getrennter anaerober Stabilisierung wurde ein höherer TS-Gehalt von 5 % zu Grunde gelegt. Weiter wurde angenommen, dass die Transportentfernung (einfach) 25 km nicht überschreitet.

Für die landschaftsbauliche Entsorgung sowie die thermische Verwertung wurde angenommen, dass der Schlamm auf der Kläranlage entwässert wird (stationär bzw. über Lohnentwässerung). Es wurden TS-Gehalte von 28 % bzw. 30 % für Anlagen mit mesophiler Faulung angesetzt.

Für die Eindickung und Entwässerung wurde nur der Strombedarf angesetzt (Hilfsstoffe wurden aufgrund des geringen Einflusses auf die Klimarelevanz vernachlässigt). Hier wurden in Anlehnung an Untersuchungen der DWA für eine Zentrifuge 75 kWh/tTM, für eine Kammerfilterpresse 70 kWh/tTM, für eine Schneckenpresse 30 kWh/tTM und für die statische bzw. maschinelle Eindickung 10 bzw. 30 kWh/tTM angesetzt (DWA-Themenheft, 2013). Diese liegen im Bereich der Werte, die durch das Bayerische Landesamt angegeben werden (LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011).



Für die Anlage mit Faulung wurde eine Zentrifuge angenommen, für die anderen Anlagentypen die Entwässerung über einen externen Entsorger mittels Kammerfilterpresse. Die sich ergebenden Unterschiede bzgl. der Entwässerungstechnik sind sehr gering.

Es ist zu berücksichtigen, dass bei einer stationären Entwässerung der CO₂-Fußabdruck für Anschaffung und Entsorgung noch hinzu zurechnen wäre. Bei einer mobilen Entwässerung wären noch Emissionen aus dem Transport der mobilen Entwässerungsaggregate zu addieren. Beide Aspekte wurden nicht berücksichtigt.

Da bei der landschaftsbaulichen Verwertung über 95% der Schlämme außerhalb Bayerns verwertet werden (Mix-Spagl, 2014), wurde eine einfache Transportstrecke von 350 km angenommen.

Für die thermische Verwertung wurde die Mitverbrennung und Monoverbrennung betrachtet. Aufgrund der Anzahl und Lage der Anlagen in Bayern wurde für die Transportstrecke für die Monoverbrennung Strecken von 150 km (eine einfache Entfernung) angenommen, für die Mitverbrennung 100 km. Dieser Transportweg für die Mitverbrennung wird auch in Untersuchungen des Umweltbundesamtes verwendet (UBA, 2008).

In Bayern stehen Monoverbrennungsanlagen in München (Münchner Stadtentwässerung), Neu-Ulm (ZV Klärwerk Steinhäule), Gendorf (InfraServ GmbH&Co Gendorf KG) sowie in Schongau (Fa. Emter Altstadt) zur Verfügung. Im Norden Bayerns stehen derzeit keine Monoverbrennungsanlagen zur Verfügung. Müllverbrennungsanlagen mit Klärschlammannahme in Bayern sind in Würzburg, Coburg, Bamberg, Ingolstadt und München vorhanden.

Zusätzlich stehen folgende Bayerische Zementwerke mit Klärschlammverbrennung zur Verfügung: Märker Zement (Harburg, Schwaben), Schwenk Zement (Karlstadt bei Würzburg) sowie HeidelbergCement in Burglengenfeld und Lengfurt.

Für den Transport von Klärschlamm wurde der Ansatz 0,171 kgCO₂e/(to*km) (für Transport LKW 16-32t Euro 5) nach *Parravicini* gewählt (Parravicini & Svardal, 2015). Durch das Umweltbundesamt wird für entwässerten Klärschlamm 0,13 kgCO₂e/(to*km) angegeben (UBA, 2008). Die angenommenen Werte liegen somit etwas über dem Bereich der Werte, die durch das Bayerische Landesamt angegeben werden (LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011).

Im Rahmen der Berechnungen wurden die Gutschriften und Emissionen des Entsorgungswegs sowie die Transport- und Entwässerungskosten berechnet und zusammengefasst. Die Berechnungen erfolgten auf Grundlage einer Untersuchung von (Parravicini & Svardal, 2014).



Landwirtschaftliche und landschaftsbauliche Verwertung

Hinsichtlich Emissionen bei der landwirtschaftlichen und landschaftsbaulichen Verwertung wurden direkte und indirekte N₂O-Emissionen (auf Grundlage des ICPP) sowie indirekte N₂O-Emissionen aus der Stickstoffversickerung bzw. Abfluss sowie die Aufbringung des Klärschlammes berücksichtigt. Die Emissionen belaufen sich auf 0,35 kgCO₂e/(kgTS*a).

Eine Gutschrift ergibt sich durch den eingesparten N-P-Mineraldünger. Je nach eingesetztem Dünger schwanken die Einsparungen zwischen 0,08 und 0,41 kgCO₂e/(kgTS*a). Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden 0,18 kgCO₂e/(kgTS*a) als Gutschrift berücksichtigt.

Für die landschaftsbauliche Verwertung wurde keine Gutschrift berücksichtigt.

Thermische Verwertung von Klärschlamm

Bei der thermischen Verwertung von Klärschlamm wurde zwischen der Mitverbrennung in MVA bzw. der Monoverbrennung in Wirbelschichtöfen unterschieden. Wirkungsgrade und Verfahren sind sehr unterschiedlich. Dies ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Für die Mitverbrennung wurde eine Gutschrift durch gewonnenen Strom und Wärme berücksichtigt. Anders als in der Monoverbrennung ist eine Trocknung des Schlammes bei der Mitverbrennung nicht erforderlich. Eine Stützfeuerung wurde für beide Verwertungswege nicht angesetzt. Bei der Monoverbrennung wurde angenommen, dass die Trocknung des Klärschlammes durch Abwärme aus dem Verbrennungsprozess erfolgt (LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011) und somit nur eine Nutzung des gewonnenen Stroms gutgeschrieben werden kann. Somit ergeben sich Gutschriften in Höhe von 0,44 kgCO₂e/(kgTS*a) für die Mitverbrennung und 0,23 kgCO₂e/(kgTS*a) für die Monoverbrennung.

Auf der Emissionsseite wurden für beide Anlagentypen Emissionen von 0,35 kgCO₂e/(EW*a) angesetzt. Diese setzen sich aus CH₄-Emissionen aus dem Verbrennungsprozess (0,63 kgCH₄/tTS), direkten bzw. indirekten N₂O-Emissionen aus Verbrennung bzw. der Abgasreinigung (0,99 kgN₂O/tTS), aus Betriebsmittel und Chemikalienverbrauch der Abgasreinigung und der Deponierung von Asche und dem Filterkuchen aus der Abgasreinigung zusammen (Parravicini & Svoldal, 2014).

In Abbildung 70 sind die Emissionen inkl. Transport und Entwässerung der Klärschlammverwertung unterschiedlicher Entsorgungswege sowie die Gutschriften für die stabilisierende Anlage dargestellt. Die Emissionen sind abhängig von der anfallenden Schlammmenge, die für die Anlagen ohne Faulung höher sind.

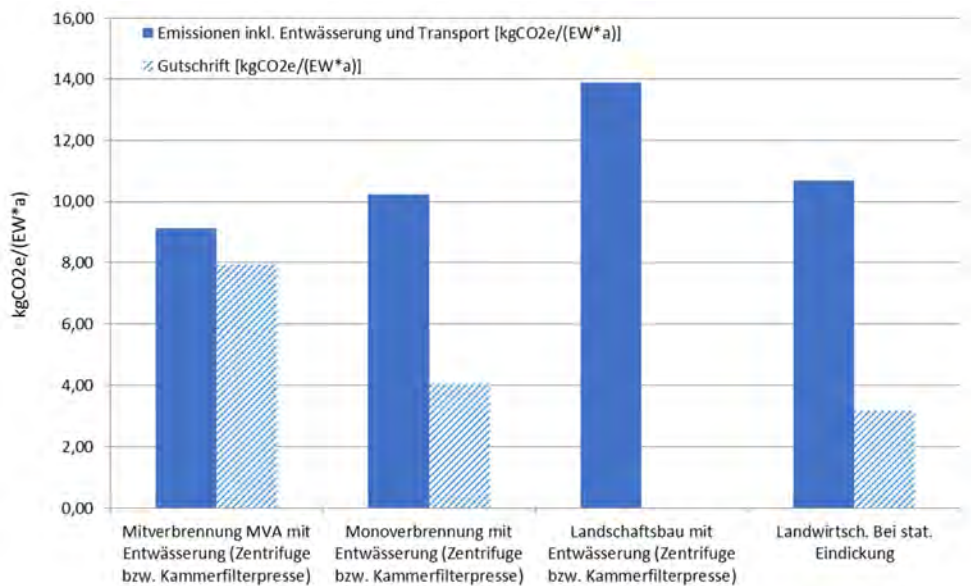


Abbildung 70: Emissionen und Gutschriften unterschiedlicher Entsorgungswege für eine stabilisierende Kläranlage mit einem Gesamtschlammalter von 25 d

Es wird deutlich, dass die Mitverbrennung in MVA die geringsten Gesamt-Emissionen inkl. der Gutschriften von nur 1,2 kgCO₂e/(EW*a) für die aerobe Stabilisierung aufweist. Dies liegt zum einen an vergleichsweise kurzen Entsorgungswegen (CO₂-Emissionen Transport) und einer hohen Gutschrift durch die Nutzung von Wärme und Strom. Die Monoverbrennung schneidet in diesen beiden Punkten schlechter ab (6,2 kgCO₂e/(EW*a)), der Anteil der Transportkosten liegt bei über 30 %. Schlusslicht bildet die landschaftsbauliche Verwertung mit über 13 kgCO₂e/(EW*a). Hier schlagen vor allem die hohen Emissionen aus dem Transport mit über 50 % zu Buche sowie die Absenz einer Gutschrift (siehe Abbildung 71).

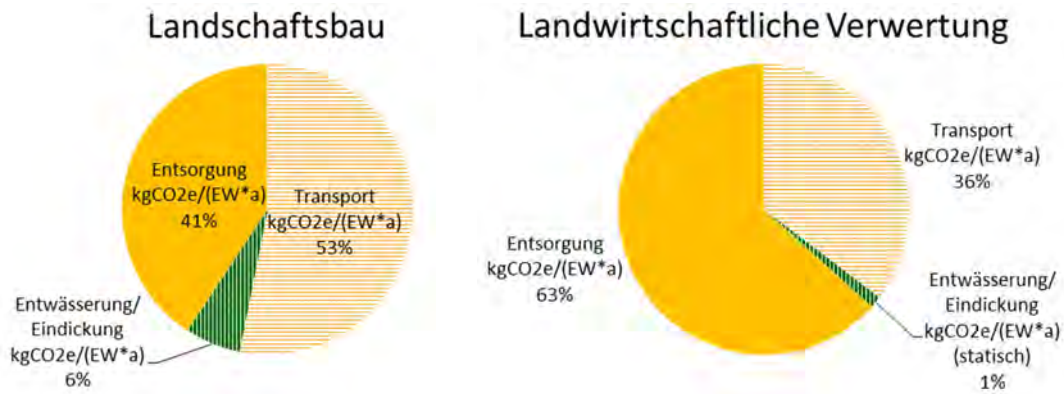


Abbildung 71: Zusammensetzung der Emissionen aus der Entwässerung/Eindickung, Transport und der eigentlichen Entsorgung (ohne Gutschrift) für die Entsorgungswege Landschaftsbau und landwirtschaftliche Verwertung.

Die Gesamt-Emissionen der Schlamm Entsorgung inkl. der Gutschriften liegen im Vergleich zu den anderweitig ermittelten Unterschieden der Anlagentypen vergleichsweise hoch. Hier sind vor allem die Emissionen aus Transport zu nennen, die pauschal angenommen werden mussten und im Einzelfall zu überprüfen sind. Unter günstigen Transportbedingungen kann sich die Reihenfolge der Entsorgungswege deutlich verändern.

Durch die geringen Unterschiede der anfallenden Schlamm m mengen bei den Verfahren ohne mesophile Faulung bleiben die Emissionsverhältnisse zwischen den Anlagentypen in etwa erhalten. Bei der Anlage mit Faulung tritt auch hier ein Vorteil durch die geringen anfallenden Schlamm m mengen in der Klimabilanz auf. In Tabelle 31 ist eine Übersichtsmatrix der vier Modellanlagen zusammen gestellt, in der die Unterschiede hinsichtlich der Abwasserreinigung sowie der unterschiedlichen Klärschlamm Entsorgungsmöglichkeiten aller Anlagentypen als einwohnerspezifische CO₂-Äquivalente pro Jahr aufgelistet sind.

Wie aus der Matrix ersichtlich wird, liegen die Unterschiede der Emissionen für die Modellanlagen inkl. der Schlamm Entsorgung in einem Bereich zwischen 12,2 und 40,7 kgCO₂e/(EW*a). Aus Emissionssicht schneidet auch hier die Anlage mit einer eigenen Faulung bei Weitem am besten ab, da die anfallenden Klärschlamm m mengen im Vergleich zu den anderen Anlagen am geringsten sind. Die Mitverbrennung in einer Müllverbrennungsanlage liefert hier das beste Ergebnis.

Tabelle 31: Übersichtsmatrix über Unterschiede zwischen den vier Modellbilanzen der Abwasserreinigung und unterschiedlichen Klärschlamm Entsorgungsmöglichkeiten

Emissionen inkl. Entsorgung [kgCO ₂ e/(EW*a)]	Anlage mit Faulung (VK+t _{TS} <18d)	Anlage ohne Stabilisierung (t _{TS} <18d)	Anlage mit Stabilisierung (t _{TS} =25d)	Anlage mit Vollstabilisierung (t _{TS} =60d)
Landwirtschaftliche Verwertung mit stat. Eindickung	15,5	34,2	31,2	29,9
Landschaftsbau mit Entwässerung (Zentrifuge bzw. Kammerfilterpresse)	21,6	40,7	37,6	36,2
Monoverbrennung mit Entwässerung (Zentrifuge bzw. Kammerfilterpresse)	15,9	32,9	29,9	28,6
Mitverbrennung MVA mit Entwässerung (Zentrifuge bzw. Kammerfilterpresse)	12,2	27,8	24,9	23,7

Der Unterschied zwischen den Varianten liegt bei einem Faktor von über 3. Es bleibt aber zu berücksichtigen, dass es sich um einen maximalen Unterschied von 28,5 kgCO₂e/(EW*a) handelt, entsprechend den Emissionen eines modernen Mittelklassewagens auf einer Fahrstrecke von 200 km (130 gCO₂/km, EU-Ziel 2015).

Die Anlage ohne Stabilisierung (Schlammalter 18 d) liefert das aus Emissions-sicht durchweg schlechteste Ergebnis. Dies ergibt sich durch die erhöhten CH₄-Emissionen aus dem Schlammstapelbehälter sowie die relativ hohen klimarelevanten Emissionen der Schlamm Entsorgung, da bei dieser Variante die höchsten Schlamm-mengen anfallen. Wie nicht anders zu erwarten, schneidet der Land-schaftsbau am ungünstigsten ab. Dies liegt vor allem dem hohen Transportanteil (350 km) bei der Schlamm Entsorgung.

Der Unterschied zwischen der stabilisierenden Anlage und der Anlage mit einem Schlammalter von 60 d ist aus Emissionssicht sehr gering. Der erhöhte Strombe-darf wird durch etwas geringere anfallende Klärschlamm-mengen und geringere CH₄-Emissionen ausgeglichen.



7.2.6 Ergebnisse der Klimarelevanz

Es ist zu beachten, dass es sich hier nicht um komplette Klimabilanzen der Kläranlagen handelt sondern nur die Unterschiede zwischen den Anlagentypen betrachtet wurden.

Ebenfalls zu beachten ist die Tatsache, dass die Lachgasemissionen aufgrund des hohen Einflusses und der Unsicherheit nicht berücksichtigt wurden. Das Risiko für N₂O-Emissionen ist jedoch für Anlagen mit Faulung größer. Unter dieser Betrachtung kann nicht eindeutig gesagt werden, dass die Modellanlage mit Faulung in jedem Fall die beste Wahl aus Emissionssicht wäre.

Die Unterschiede zwischen den Anlagentypen sind mit einer maximalen Abweichung (inkl. Schlammverwertung) von unter 30 kgCO₂e/(EW*a) vergleichsweise gering. Durchweg ist die Anlage mit Faulung aus Emissionssicht am vorteilhaftesten. Unterschiede ergeben sich vor allem beim Strombedarf und der Klärschlammverwertung durch unterschiedliche Schlammengen. Die Unterschiede zwischen den Anlagentypen ohne mesophile Schlammfäulung sind im Bereich der Schätzungenauigkeit. Vorteile im Strombedarf der Anlage mit reduziertem Schlammalter werden durch höhere Emissionen im Schlammstapelbehälter und höhere zu entsorgende Schlammengen ausgeglichen.

Bei der Bewertung der Anlage mit Faulung ist zu bedenken, dass folgende Punkte aufgrund der hohen anlagenspezifischen Unterschiede nicht angesetzt wurden, die jedoch zu höheren THG-Emissionen geführt hätten:

- Schlechteres C:N-Verhältnis bedingt durch die Vorklärung führt tendenziell zu höheren N₂O-Emissionen gegenüber Anlagen ohne Vorklärung (Parravicini & Svardal, 2015) (Parravicini & Svardal, 2014), die durch Ihren hohen Faktor von 298 einen erheblichen Einfluss haben!
- Energiebedarf für Kühlung im Sommer
- Emissionen durch den etwas höheren Einsatz von Hilfsstoffen
- Emissionen aus der Lagerung von entwässertem Schlamm
- Stromkosten für N-Rückbelastung oder Prozesswasseranlage.

Es bleibt außerdem zu berücksichtigen, dass die relativ geringen Unterschiede in der Klimarelevanz der Anlagentypen im Einzelfall durch veränderte Randbedingungen anders ausfallen können. Auch sollte immer die Hauptaufgabe der Kläranlagen – die Abwasserreinigung – wichtigstes Ziel bleiben. Ökonomische und ökologische Aspekte sollten ebenfalls beachtet werden.





8 Zusammenfassung und Ausblick

Unter dem bisherigen Blickwinkel wurden mit der simultanen aeroben Schlammstabilisierung beim Betrieb von Belebungsanlagen (Bemessungsschlammalter mindestens 25 d) sowohl hinsichtlich der Abwasserreinigung als auch bei der Schlammbehandlung durchwegs zufriedenstellende bis gute Erfahrungen gemacht.

Die zur Zeit diskutierte Verfahrensumstellung auf eine getrennte anaerobe Schlammstabilisierung ist bei Kläranlagen unter 10.000 EW i.d.R. nicht zu empfehlen; bei Anlagen zwischen 10.000 und 20.000 EW unter bestimmten wirtschaftlichen und betrieblichen Randbedingungen, die individuell zu prüfen sind.

Bei diesem Forschungsvorhaben standen nur Kläranlagen ohne mesophile Faulung im Fokus. Große Belebungsbeckenvolumina mit hohem Schlammalter, damit einhergehend hoher Sauerstoffbedarf verbunden mit hohen Energiekosten und die erforderliche Entsorgung von etwas höheren Schlammengen prägen das Bild von kleineren Belebungsanlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung.

Vor dem Hintergrund einer zunehmenden Abkehr von der landwirtschaftlichen Verwertung und der Notwendigkeit zum sparsamen Umgang mit der Ressource „Energie/Strom“ stellt sich zukünftig die Frage, unter welchen Voraussetzungen von der bisher üblichen Forderung nach Stabilisierung abgewichen werden kann. Diese Frage steht vor allem bei anstehenden Erweiterungsmaßnahmen, bei ablaufenden Wasserrechtsbescheiden oder im Rahmen von Energieoptimierungsprojekten im Raum.

Im Rahmen der 12-monatigen Projektlaufzeit wurden rechtliche, ökologische und ökonomische Gesichtspunkte sowie betriebliche, klimarelevante und sicherheitstechnische Aspekte untersucht. Dazu wurden 15 beispielhaft ausgewählte Kläranlagen in ganz Bayern anhand von Betriebsdaten und Messungen während Ortsterminen untersucht. Darüber hinaus wurden verschiedene Laboruntersuchungen an der Hochschule Augsburg sowie am LfU durchgeführt.

Auf dieser Basis wurden für verschiedene Anlagentypen angepasste Konzepte zum Umgang mit nicht oder nur teilweise stabilisiertem Klärschlamm unter Berücksichtigung möglicher Entsorgungspfade entwickelt.



Stand der Technik und rechtliche Aspekte

Eine eindeutige Definition für Schlammstabilisierung ist nicht vorhanden. Konkrete Anforderungen bezüglich der Schlammstabilisierung werden weder im Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG), im Düngegesetz, in der Düngeverordnung (DüV), in der Düngemittelverordnung (DüMV) noch in der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) explizit formuliert.

In der gemeinsamen Bekanntmachung zum Vollzug der Klärschlammverordnung der Bayerischen Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten vom 29.04.1997 Nrn. 8858-8/62-16 452 und MP 2-8705-146 wird die Definition der Schlammstabilisierung nach DIN 4045 verwendet, nach der die Stabilisierung eine weitgehende Verringerung geruchsbildender Inhaltsstoffe und organischer Feststoffe mit sich bringt. Eine konkrete Messgröße oder Grenzwerte gibt es nicht. In der Bekanntmachung werden jedoch Verfahren angegeben, bei denen davon ausgegangen werden kann, dass Klärschlamm im Sinne der AbfKlärV entsteht. Die Bekanntmachung ist seit 2010 außer Kraft, wird jedoch weiterhin als Erkenntnisquelle zur Konkretisierung der AbfKlärV verwendet.

Für Schlamm, der landwirtschaftlich oder landschaftsbaulich verwertet wird, gilt die Anforderung einer Stabilisierung. Für Schlämme, die thermisch verwertet werden, gibt es hierzu keine konkreten Anforderungen. Nach DWA-Merkblatt M 368 ist eine Stabilisierung nicht zwingend erforderlich, aber dringend empfohlen. Konkrete Anforderungen an die Lagerung oder Behandlung (z.B. Entwässerung) von Schlämmen auf der Kläranlage gibt es ebenso wenig.

In den technischen Regelwerken (v.a. DWA-A 222, 226, 131 und DWA-M 368) werden konkrete Anforderungen an die Bemessung und den Betrieb von Kläranlagen mit simultaner aerober Stabilisierung gestellt:

- 25 d Gesamtschlammalter mit aerobem Anteil von mindestens 65 %
- Ggfs. reduziertes Schlammalter von 20 d, wenn eine Lagerung des Nassschlammes von mindestens einem Jahr erfolgt.

Bei den zur Bewertung der Stabilisierung herangezogenen Parametern Glühverlust, TTC-Test und Atmungsaktivität nach LfU 4.7/11 (2004) geht beispielsweise der Parameter Geruch nicht ein.



Bestandsaufnahme und Datenerfassung

Im ersten Teil des Projektes wurden Beispielanlagen identifiziert und in Abstimmung mit dem Landesamt für Umwelt 15 Anlagen der Größenklassen 2, 3 und 4 ausgewählt. Es handelt sich um Belebtschlamm- und Biofilmanlagen, die teilweise alternative Schlammkonzepte umgesetzt haben. Zum Vergleich wurde auch eine Anlage mit Faulung untersucht. Einige Anlagen verfügen über eine Vorklä- rung. Der Schlamm wird über alle drei möglichen Entsorgungswege verwertet. Neben der üblichen Nassschlamm Entsorgung verfügen einige Anlagen über stationäre Aggregate zur maschinellen Volumenverringering. Die Lagerdauer des Schlammes auf den jeweiligen Kläranlagen beträgt bis zu zwei Jahren.

Im Rahmen von Ortsterminen im Frühjahr und im Herbst 2015 wurden die Anlagen erfasst, Betriebsdaten erhoben und ausgewertet, sowie Messungen vor Ort und im Labor durchgeführt.

Im Fokus der Untersuchungen stand die Schlammstabilisierung. Dabei wurden jedoch auch die Ablaufwerte der Anlagen betrachtet. Diese konnten im Wesentlichen sicher eingehalten werden. Es ist anzumerken, dass die Einhaltung der Ablaufgrenzwerte auch dann unproblematisch war, wenn keine Schlammstabilisierung erfolgt.

Für die Anlagenbetreiber hat das Thema Stabilisierung keinen großen Stellenwert. Gleiches gilt auch für die kontaktierten Entsorgungsbetriebe. Keine der Kläranlagen hat Schwierigkeiten bei der Verwertung des anfallenden – teilweise nur teilstabilisierten – Schlammes. Nennenswerte Probleme bei der Entwässerung sind bei den Beispielanlagen nicht aufgetreten.

Die personelle Ausstattung der Kläranlagen war auch größenbereinigt sehr unterschiedlich und teilweise sehr gering. Diese spiegelte sich auch in der Datenlage der Anlagen wider, die sehr unterschiedlich war. Dies betrifft die Datendichte ebenso wie die Angabe unterschiedlicher Parameter und genauso die unterschiedliche Berechnung z.B. von Frachten. Untersuchungen zu den konkreten Schlamm Eigenschaften liegen nur in geringem Umfang vor.

Der betriebliche Aufwand für die Handhabung von Schlamm auf der Kläranlage wurde durchgängig als relativ gering zwischen unter 0,5 und maximal 1,5 h/d beziffert. Weitergehende Anforderungen an den Arbeitsschutz (Hygiene) wurden auf keiner Anlage über das übliche Maß hinaus umgesetzt.

Auf allen Kläranlagen – unabhängig vom Stabilisierungsgrad des Schlammes – konnte bestätigt werden, dass zeitweise Geruchsemissionen durch den Schlamm verursacht werden. Der Umgang mit Schlamm ohne Geruchsemissionen scheint nicht möglich. Diese treten v.a. auf, wenn der Schlamm bewegt wird und dadurch Gase ausströmen (v.a. H₂S), z.B. durch Rühren, Transport, Pumpen, etc.. Auch



die Ableitung von Trübwasser wurde als Geruchsquelle erkannt. Problematische Abwässer aus Gewerbe oder Industrie und erhöhte Fettanteile wurden von den Betreibern als Ursachen für erhöhte Geruchsemissionen genannt. Dies betrifft neben der Schlammsschiene auch den Abwasserpfad.

Ein hohes Schlammalter unterstützt offensichtlich die Verringerung der Geruchsemission nicht maßgeblich. Dies gilt auch für Schlämme aus der getrennten anaeroben Stabilisierung, die im nassen Zustand i.d.R. ebenfalls ein Geruchspotential aufweisen (hohe Konzentration an organischen Säuren). Gemische aus Primärschlamm und Überschussschlamm sind nicht nennenswert durch stärkere Geruchsemissionen aufgefallen. Von entwässertem Schlamm scheinen keine bedeutsamen Geruchsemissionen auszugehen. Ab einer Entfernung von etwa 400 m zwischen Kläranlage und benachbarter Bebauung waren die Geruchsemissionen der Beispielanlagen eher unkritisch. Teilweise wird bei stabilisierten Schlämmen von einer „erdigeren Note“ gesprochen.

Abgedeckte Speicher werden nur in Sonderfällen empfohlen, da diese zu erhöhten Kosten (EX-Schutz, Korrosion), erforderlicher Be- und Entlüftung sowie schlechterer Zugänglichkeit (Sichtkontrolle) führen.

Eine gewisse Stickstoff-Rückbelastung tritt erwartungsgemäß auch bei simultan aerob stabilisierenden Anlagen auf. Teilweise wurden im Trübwasser Konzentrationen von über 300 mgNH₄-N/l gemessen. In der Regel ist die Rückbelastung der Anlagen jedoch unproblematisch, wenn anfallende Trüb- und Zentrat-/Filtratwässer langsam der Anlage zudosiert werden (v.a. durch Speicherung bei Lohnentwässerung). Die beobachteten Rückbelastungen liegen deutlich unter denen bei Anlagen mit mesophiler Faulung.

Bemerkenswert war, dass oft auch die kleineren Anlagen über eine Regelung der Sauerstoffzufuhr in der biologischen Stufe verfügen. Diese sind üblicherweise nach den Parametern Redox und/oder NH₄-N geregelt und dienen vor allem der Energieoptimierung unter Berücksichtigung der Ablaufgrenzwerte. Dies führt zu einer im Grunde übermäßigen Reduzierung der aeroben Anteile und somit des aeroben Schlammalters. Die aeroben Anteile lagen fast immer deutlich unter den im Regelwerk geforderten 65 %. Dieser Bemessungsgröße kommt jedoch eine besondere Bedeutung zu, da es eine Korrelation zur Atmungsaktivität im Belebtschlamm gibt. Für eine ausreichende Schlammstabilisierung ist das aerobe Schlammalter entscheidend. Eine weitreichende Energieoptimierung wirkt einer Schlammstabilisierung zwangsläufig entgegen. Gleiches gilt für eine optimierte Stickstoffelimination mit langen unbelüfteten Phasen. Das DWA-Arbeitsblatt-A 226 weist darauf hin, dass eine Stabilisierung nicht mehr möglich ist, wenn der aerobe Anteil unter 50 % liegt. Aus der Literatur ist bekannt, dass zu geringe aerobe Anteile auch einen negativen Einfluss auf die Schlammigenschaften (z.B. ISV) haben können.



Trotz der vergleichsweise geringen aeroben Schlammalter der Beispielanlagen traten in der Praxis keine nennenswerten Probleme auf. Dies betrifft sowohl das Einhalten der Ablaufgrenzwerte sowie die Lagerung des Schlamms in Schlammstapelbehältern. Die Geruchsemissionen waren nicht merkbar erhöht, außer bei Anlagen mit erhöhten gewerblichen Anteilen oder Fetten.

Unter den Beispielkläranlagen waren auch vier wasserrechtlich genehmigte Anlagen mit Vorklärung. Eine Vorklärung ist für Biofilmanlagen wie Tropfkörper, Scheibentauchkörper und Wirbelbettanlagen erforderlich. Zwei der Anlagen verwerten das Primär- und Sekundärschlammgemisch (= Rohschlamm i.S.d. AbklärV) nach Aussage der Betreiber landwirtschaftlich. Probleme sind nicht bekannt.

Bzgl. der Schlammstabilisierungsparameter und bzgl. Geruch- und Gasemissionen waren diese Beispielanlagen jedoch nicht schlechter zu bewerten als die anderen untersuchten Beispielanlagen.

Es ist jedoch zu beachten, dass flache Vorklärbecken und Vorklärbecken mit Speicherfunktion ein höheres Risiko für Schlammabtrieb haben; daher ist ein getrennter Speicher vorteilhaft ist.

Orientierende Laboruntersuchungen

Zusätzlich zur Auswertung der Betriebsdaten der Beispielkläranlagen wurde im Labor der Hochschule Augsburg im Jahresverlauf eine Reihe von ergänzenden Untersuchungen z.B. bzgl. der Schlammstabilisierungsparameter durchgeführt. Sofern möglich erfolgte die Probenahme auf allen Beispielanlagen für Schlamm- und Überstandproben aus der biologischen Stufe (Belebtschlamm bzw. Überschussschlamm) sowie in den Schlammstapelbehältern.

Im Rahmen der Gasmessungen vor Ort wurden nur relativ geringe Konzentrationen im Bereich der aufgerührten Schlammstapelbehälter gemessen. Die höchsten Konzentrationen wurden im Umfeld der maschinellen Entwässerung, Schächten mit Turbulenz sowie am abgedeckten Schlammstapelbehälter gemessen (v.a. H_2S und CO_2). Insbesondere war überraschend, dass nur geringe Methankonzentrationen von i.d.R. unter 0,13 Vol% gemessen werden konnten. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass Methan eine geringe Löslichkeit und geringe Dichte aufweist. Gashauben wurden nicht verwendet.

Auch die Messungen der organischen Säuren (HAc-Wert) sowie der pH-Werte in der biologischen Stufe und im Schlammstapelbehälter weisen auf keine ausgeprägte Versäuerung im Stapelbehälter hin. Die gemessenen organischen Säuren in den Schlammstapelbehältern lagen unter den für Faulschlamm üblichen Wer-



ten. Organische Säuren weisen ein erhebliches Geruchspotential auf. Dies zeigte sich z.B. an der Faulschlammprobe der Kläranlage AB, die sowohl eine hohe HAC-Konzentration als auch ein hohes Geruchspotential aufwies.

Für alle verfügbaren Proben wurden die Bestimmung des Glühverlustes, der TTC-Test sowie die Messung der Atmungsaktivität zur Beurteilung der Stabilisierung der Anlagen durchgeführt. Es zeigt sich deutlich, dass der Stabilisierungsgrad des Schlammes in den Stapelbehältern i.d.R. höher war als die jeweiligen Schlammproben aus der biologischen Stufe der gleichen Anlage. Auch haben sich Unterschiede zwischen den Probenahmen im Frühjahr bzw. im Herbst ergeben. Der Stabilisierungsgrad in der biologischen Stufe war geringer als erwartet. Auch Anlagen mit hohen Schlammaltern konnten nicht eindeutig als stabilisiert eingestuft werden.

Die Ergebnisse der drei Parameter lieferten allerdings keine übereinstimmenden Ergebnisse bzgl. des Stabilisierungsgrades. Teilweise passen die gewonnenen Ergebnisse auch nicht zu den tatsächlich ermittelten Schlammaltern sowie den aeroben Schlammaltern der Anlagen unter IST-Belastung. Die Faulschlammprobe konnte eindeutig als stabilisiert eingestuft werden. Gleiches gilt jedoch auch für eine Primärschlammprobe.

Kritisch ist der Glühverlust zu sehen, der leicht durch mineralische Anteile im Zulauf, den Wirkungsgrad des Sandfangs, sowie durch anorganische Fällschlammprodukte aus der Phosphorelimination verfälscht werden kann. Evtl. kann jedoch die relative Veränderung des Glühverlustes auf der Kläranlage als Kriterium herangezogen werden.

Bei der Bewertung des TTC-Tests spielt der mögliche Farbumschlag eine entscheidende Rolle. Im Rahmen der Laboruntersuchungen wurde eine große Bandbreite an Farbumschlägen beobachtet, deren Bewertung subjektiv ist.

Die Atmungsaktivität wird in der Literatur als der am besten geeignete Parameter vorgeschlagen. Bei Schlamm aus aeroben Belebungsbecken erscheint jedoch die Forderung nach einer minimalen Atmungsaktivität nicht wünschenswert. Die Proben aus den Belebungsbecken wurden fast vollständig als nicht stabilisiert eingestuft, die Proben aus den Schlammstapelbehältern der gleichen Anlagen jedoch zu großen Teilen als stabilisiert.

Die derzeit verwendeten Parameter zum Nachweis der Stabilisierung (Glühverlust, TTC-Test und Atmungsaktivität) müssen kritisch hinterfragt werden. Die Vorgabe bzw. Festlegung eines einfachen und zugleich verlässlichen „Überwachungsparameters“ (z.B. Glühverlust, etc.) als Maß für einen ausreichenden Stabilisierungsgrad wäre wünschenswert. Hier konnte jedoch im Rahmen dieses Vorhabens keine zufriedenstellende Antwort gefunden werden. Die Messung des



Glühverlustes an unterschiedlichen Stellen im System erscheint als Parameter auch nicht ideal.

Die Gasbildungsrate könnte alternativ ein geeigneter Parameter zur Beurteilung der Stabilität darstellen, da die Fäulnisfähigkeit konkret untersucht wird. Die Bestimmung ist jedoch recht aufwändig und das Verfahren müsste noch angepasst werden.

Das Gasbildungspotential wurde in orientierenden Versuchen für eine Reihe von Schlämmen untersucht, auch um die Gasemissionen von Schlammstapelbehältern abschätzen zu können. Es hat sich gezeigt, dass die Emissionen nur einen Bruchteil der Gasbildungsraten betragen, die in der mesophilen Faulung typischerweise erreicht werden. Es war jedoch auch erkennbar, dass die stabilisierten Schlammproben geringere Gasbildungsraten aufwiesen als die teilstabilisierten Proben. Sogar bei der untersuchten Faulschlammprobe wurde noch ein Gasbildungspotential festgestellt.

Die abgeschätzten Gasbildungsraten für Schlamm im Schlammstapelbehälter lagen zwischen 10 bis 100 NI/kg_{oTR} und somit unter dem Bereich der für Güllelager (kalt) in der Literatur angegeben wird. Es ist zu beachten, dass im Rahmen dieses Projektes nur orientierende Versuche möglich waren. Weitergehende zusätzliche Untersuchungen werden empfohlen.

Von ausgewählten Proben wurden mikrobiologische Untersuchungen am LfU im geringen Umfang durchgeführt. Es hat sich gezeigt, dass Primärschlamm und primärschlammhaltige Schlammgemische auch nach einer Lagerdauer im Schlammstapelbehälter von über 1,5 Jahren eine deutlich erhöhte Keimbelastung aufwiesen. Zu einer massiven Keimanreicherung scheint es im Schlammstapelbehälter allerdings nicht zu kommen. Ein deutlicher Einfluss der Lagerdauer oder des Schlammalters auf die mikrobiologische Belastung konnte nicht nachgewiesen werden. Die ebenfalls untersuchte Faulschlammprobe zeigte gegenüber den Proben aus den Schlammstapelbehältern keine geringere mikrobiologische Belastung. Für den anaeroben Organismus *Clostridium perfringens* war die Belastung im Faulschlamm sogar deutlich höher. Gegenüber den für Gülle angegebenen Literaturwerten lagen die untersuchten Proben meist im unteren Bereich. Auch hier konnten nur ausgewählte Proben untersucht werden. Weitere Untersuchungen mit abgesenkten Schlammaltern unter 25 d werden empfohlen.

Lösungsansätze für verschiedene Entsorgungswege

Die vorgeschlagenen Lösungsansätze sind nur für Anlagen ohne mesophile Faulung geeignet. Die wirtschaftliche Anwendungsgrenze der mesophilen Faulung könnte sich durch die Lösungsansätze nach oben verschieben.



Bei Belebungsanlagen mit einem nominellen Bemessungsschlammalter von mindestens 25 d ist eine landwirtschaftliche Verwertung – bei Einhaltung der geltenden (Schadstoff-) Grenzwerte nach AbfKlärV – uneingeschränkt möglich. Eine Nachstabilisierung (z.B. durch entsprechende Lagerzeit in einem Schlamm-speicher) ist nicht erforderlich. I.d.R. ist jedoch eine Lagerung des Schlammes zur Sicherung der Schlammensorgung notwendig.

Wird von der Forderung nach einem Schlammalter von mindestens 25 d abgerückt, muss aus genehmigungsrechtlicher Sicht zwischen Anforderungen an die Abwasserreinigung bzw. an die Schlammstabilisierung unterschieden werden. Die Möglichkeit der simultan, aeroben Schlammstabilisierung besteht bei einer Absenkung des Schlammalters unter 25 d jedoch nicht mehr.

Um den bestehenden Gewässerschutz aufrecht zu erhalten, wird die Reduzierung des Bemessungsschlammalters unter 25 d limitiert durch die Sicherstellung einer stabilen Nitrifikation und einer weitgehenden Stickstoffelimination. Eine Aufgabe der Forderung nach Stabilisierung darf aus wasserwirtschaftlicher und betrieblicher Sicht für kleinere Anlagen nicht zur Reduzierung des Schlammalters auf reine Kohlenstoffelimination führen. Es können derzeit keine Aussagen zur Übertragbarkeit der vorgeschlagenen Lösungsansätze auf Anlagen mit sehr geringem Schlammalter ($\ll 15$ d) gemacht werden. Es ist zu bezweifeln, ob die Erkenntnisse dieses Projektes (z.B. bzgl. Geruchs- und Gasemissionen, Lagerfähigkeit etc.) auf Anlagen mit sehr geringen Schlammaltern übertragen werden können. Für diese Anlagen erscheint auch eine Nachstabilisierung fraglich. Das Ziel der Abwasserreinigung muss oberste Priorität haben.

Der Nachweis zur Einhaltung der Stickstoffelimination ist mithilfe des technischen Regelwerks zu bestimmen. Hier wurden Berechnungen nach DWA-Arbeitsblatt A 131 (Gelbdruck, März 2015) durchgeführt. Dabei wird die Anlagengröße durch einen entsprechenden Prozessfaktor ($> 2,0$) bei der Ermittlung des aeroben Schlammalters berücksichtigt. Bei üblichen Randbedingungen wird dieser Wert - je nach Bemessungstemperatur - zwischen 11 und 15 d liegen. Das Gesamtschlammalter („Bemessungsschlammalter“) ergibt sich dann aus dem jeweiligen V_{DN}/V_{BB} - bzw. N/CSB -Verhältnis mit minimal 16 d bis zu den bisher unspezifisch vorgegebenen 25 d. Diese Vorgabe würde sich somit unabhängig von dem Ziel „simultane aerobe Schlammstabilisierung“ ergeben.

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass eine tatsächliche Stabilisierung nach Regelwerk nur erreicht wird, wenn dauerhaft ein aerobes Schlammalter von mindestens 20 d eingehalten wird ($T=15^{\circ}C$); im Sommer kann dies in Abhängigkeit der Temperatur reduziert werden. Das zugehörige Bemessungsschlammalter würde dann – je nach Temperatur und unbelüftetem Anteil - entsprechend bei 30 bis 50 d liegen. Diese Betriebsweise ist in der Praxis unüblich, da sie mit einem erhöhten Strombedarf und erforderlichem Beckenvolumen einhergeht. In der



Praxis liegt teilweise selbst bei hohen Gesamtschlammaltern (> 30 d) der aerobe Anteil oft deutlich unter 50 %, sodass trotzdem keine aerobe Stabilisierung erreicht wird.

Belebungsanlagen ohne Vorklärung, bei denen das Bemessungsschlammalter unter 25 d liegt, sollten zur Einhaltung der bestehenden Reinigungsleistung einerseits sowohl das Mindestschlammalter nach DWA-A 131 für Nitrifikation und Stickstoffelimination nachweisen, als auch ein ausreichendes aerobes Schlammalter nach Bemessung (z.B. 15 bis 16 d) im Betrieb sicherstellen können. Betriebliche Probleme der Abwasserreinigung sind dann nicht zu erwarten. Die Einhaltung des aeroben Schlammalters ist essentiell für die Abwasserreinigung und ggfs. die Stabilisierung. Das aerobe Schlammalter hat auch Einfluss auf die Schlammqualität (ISV).

Ist eine bodenbezogene Verwertung vorgesehen, ist eine entsprechende Nachstabilisierung (z.B. durch Lagerung in einem unbeheizten Schlamm Speicher) erforderlich. Für eine sinnvolle Nachstabilisierung durch „kalte Faulung“ ist jedoch die Einhaltung des Mindestschlammalters für gezielte Stickstoffelimination und v.a. auch des aeroben Mindestschlammalters zwingende Voraussetzung. Bei zu geringen Schlammaltern in der Belebung scheint eine Nachstabilisierung als kalte Faulung nicht ausreichend.

Die kalte Faulung in Schlammstapelbehältern wird in Bayern noch häufig praktiziert und kann grundsätzlich als geeignetes Verfahren zur Nachstabilisierung angesehen werden, wenn ein Mindestschlammalter für Stickstoffelimination in der Belebung eingehalten wird. Die Anforderungen aus den Regelwerken sind jedoch v.a. bzgl. Lagerdauer bzw. Lagerkapazität nicht einheitlich.

Im DWA-Arbeitsblatt A 131 wird eine einjährige Lagerdauer gefordert, wenn das Schlammalter auf 20 d reduziert wird. In der Literatur und weiteren Arbeits- und Merkblättern gibt es eine Vielzahl an unterschiedlichen Werten für die kalte Faulung. Es konnte beobachtet werden, dass der Glühverlust mit der Lagerdauer im Schlammstapelbehälter abnimmt (Untersuchungen Anlage AZ). Auf diesen Zusammenhang wird auch im Arbeitsblatt DWA-A 131 hingewiesen.

Aufgrund der Erkenntnisse im Rahmen des Forschungsprojektes scheint eine Verkürzung der erforderlichen Lagerkapazität in Abhängigkeit der Temperatur wie folgt möglich: T (Winter) = 6 Monate, T (Sommer) = 4 Monate.

Mit dieser Vorgabe ist auch eine Anpassung an den saisonal unterschiedlichen Düngungsbedarf der Landwirtschaft möglich (März/April und August/September). Im Rahmen der Ortstermine hat sich außerdem gezeigt, dass eine Lagerkapazität von 6 Monaten im Schlammstapelbehälter nicht unüblich ist. Der Umgang mit Schlamm wird im Winter aus betrieblichen Gründen i.d.R. vermieden.



Diese Versuche sind jedoch durch Versuche im Schlammstapelbehälter einer Anlage mit reduziertem Schlammalter noch zu verifizieren.

Bei Biofilmanlagen mit Vorklärung und Primärschlamm-/ Überschussschlamm-gemisch ist eine landwirtschaftliche Verwertung – bei Einhaltung der geltenden (Schadstoff-) Grenzwerte nach AbfKlärV – möglich, wenn z.B. eine getrennte, anaerobe Nachstabilisierung (unbeheizt) mit einer ausreichenden Lagerzeit gegeben ist. Für primärschlammhaltige Gemische sollte in Anlehnung an das Arbeitsblatt DWA-A 201 für Teichkläranlagen eine Lagerkapazität von einem Jahr eingehalten werden. Eine mikrobiologische Bewertung wird empfohlen.

Absenkung des Bemessungsschlammalters unter 25 d - bei gleichzeitiger Einhaltung des Mindestschlammalters - kann bei bestehenden Anlagen für den rechnerischen Nachweis nach Arbeitsblatt DWA-A 131 in Erwägung gezogen werden. Im Rahmen der Ortstermine wurden bei zwei entsprechenden Anlagen, die aus Kapazitätsgründen mit reduziertem Schlammalter betrieben werden, keine offenkundigen Probleme festgestellt. Die Ablaufgrenzwerte werden bei beiden Anlagen sicher eingehalten. Die Geruchsemissionen waren nicht merkbar erhöht.

Für den Neubau wird diese Option ausdrücklich nicht empfohlen, da die Einsparungen vergleichsweise gering eingeschätzt werden, jedoch Erweiterungskapazitäten für die Zukunft fehlen.

Die Absenkung des Schlammalters im Belebungsbecken – unter Einhaltung des Mindestschlammalters für Stickstoffelimination – sollte dem Bau einer Vorklärung zur Entlastung der Belebung vorgezogen werden. Aus betrieblicher Sicht wird bei Belebungsanlagen mit Vorklärung ein Schlammalter von 25 d empfohlen. Für primärschlammhaltige Gemische sollte die Lagerkapazität bei der kalten Faulung ggfs. ein Jahr betragen (analog Teiche).

Für die thermische Verwertung sowie die Nutzung in der Faulung einer anderen Kläranlage sind geringes Schlammalter und geringe Lagerzeit von Vorteil. Bei der Nutzung in einer fremden Faulung ist darauf zu achten, dass der Schlamm noch ausreichend energiereich ist, um z.B. den Transport und das Aufheizen des Schlammes zu rechtfertigen (siehe Untersuchungen zur Klimarelevanz). Bei einem hohen Schlammalter oder langer Lagerdauer ist dies i.d.R. nicht mehr der Fall.

Für den Umgang mit reinem Primärschlamm sind besondere Anforderungen zu beachten, z.B. Hygiene, Vermeidung solare Trocknung. Die Lagerung sollte so kurz wie möglich sein, um das Einsetzen der Versäuerung zu vermeiden.

Entwässerter Schlamm emittiert kaum Gerüche, eine geringe Gasbildung ist dennoch zu erwarten. Eine lange Lagerdauer sollte trotzdem v.a. aufgrund von möglichem Kleintierbefall und Nachentwässerung vermieden werden.



Feinrechen werden ab 500 bzw. 1.000 EW empfohlen. Für Anlagen unter 500 EW können Vorklärbecken mit integriertem Schlamm Speicher noch sinnvoll sein.

Modellberechnungen und Klimabilanzen

Unter anderem zur Abschätzung der klimarelevanten Emissionen aus Schlammstapelbehältern wurden Modellberechnungen auf Grundlage der CSB-Bilanz für vier unterschiedliche Anlagentypen durchgeführt. Für die Bilanzmodelle und die Betrachtung der Klimarelevanz wurden Annahmen getroffen. Im Einzelfall können sich durch veränderte Randbedingungen andere Ergebnisse ergeben.

Bei Anlagen ohne mesophile Faulung (mit Teilstabilisierung, Stabilisierung und Vollstabilisierung) lassen sich Unterschiede im Schlammanfall in Zusammenhang der unterschiedlichen Schlammalter rechnerisch kaum nachweisen. Die anfallende Schlammmenge erhöht sich bei Anlagen mit abgesenktem Schlammalter in einer Größenordnung von etwa $0,5 \text{ kg}_{\text{TM}}/(\text{EW} \cdot \text{a})$. Entsprechend beträgt der Unterschied im Stromverbrauch der Belüftung ebenfalls nur etwa $1,0 \text{ kWh}/(\text{EW} \cdot \text{a})$ bei abgesenktem Schlammalter (bezogen auf die biologische Stufe/Belebungsbecken).

Die möglichen Betriebskosteneinsparungen durch Absenkung des Schlammalters sind daher gering und sollten nicht als entscheidendes Kriterium herangezogen werden. Es ist zu berücksichtigen, dass sich eventuell erhebliche Unterschiede bzgl. der Investitionskosten ergeben können. Dies ist jedoch stark abhängig von anlagenspezifischen Randbedingungen wie beispielsweise Anlagenbestand, Abwasserzusammensetzung, etc.

Die zu erwartenden Emissionen durch den anaeroben Abbau im Schlammstapelbehälter während der Lagerphase sind vergleichsweise gering. Mithilfe des CSB-Bilanzmodells wurde abgeschätzt, dass bei einem Bemessungsschlammalter unter 25 d (z.B. 18 d) rund $1,5 \text{ Nm}^3/(\text{EW} \cdot \text{a})$ im Schlamm Speicher anfallen; bei Belebungsanlagen über 25 d Schlammalter fallen jedoch immerhin noch rund $0,7$ bis $1,0 \text{ Nm}^3/(\text{EW} \cdot \text{a})$ Faulgas an. Die rechnerischen Emissionen aus Schlammstapelbehältern konnten durch die Ergebnisse der Gasbildungsrate sowie Angaben aus der Literatur untermauert werden.

Den Emissionen aus den Schlammstapelbehältern stehen Emissionen aus der mesophilen Faulung gegenüber. Die TU Wien stuft die Klimarelevanz einer Modellanlage mit 50.000 EW mit Faulung bzw. aerober Stabilisierung als etwa gleichwertig ein (Parravicini & Svardal, 2015).



Hinsichtlich der Klimarelevanz wurden die Unterschiede zwischen den Anlagentypen ermittelt. Es handelt sich jedoch nicht um eine komplette Klimabilanz. Grundlage für die Berechnungen waren die CSB-Bilanzmodelle sowie Untersuchungen, die an der TU Wien erarbeitet wurden. Besonders zu den Emissionen aus Schlammstapelbehältern werden weitere Untersuchungen empfohlen.

Die Anlage mit Faulung schneidet am besten ab. Jedoch wurde im Rahmen der Ortstermine klar, dass viele kleinere Anlagen personell nicht in der Lage sind eine Faulung zu betreiben. Hier ist auch zu berücksichtigen, dass bei kleinen Anlagen die Betriebsstabilität von aerob stabilisierenden Anlagen tendenziell höher einzustufen ist als bei Anlagen mit Faulung.

Die in der Bilanzierung erkennbaren Differenzen zwischen den vier Anlagentypen (ohne Entsorgung) waren gering und lagen zwischen 11 bis 15 kgCO₂e/(EW*a). Unter Berücksichtigung der möglichen Entsorgungswege ergaben sich maximale Unterschiede, die der Fahrleistung eines Mittelklassewagens von unter 200 km entsprechen. Belebungsanlagen mit Faulung weisen im Vergleich die geringsten Emissionen auf, Anlagen mit Teilstabilisierung die höchsten. Die Unterschiede sind jedoch so gering, dass sie nicht als maßgebende Entscheidungsgrundlage herangezogen werden sollten.

Es ist zu berücksichtigen, dass die kommunalen Kläranlagen in Deutschland jährlich etwa 3 MtCO₂ (UBA, 2009) emittieren, was einem Anteil von nur 0,4 % der deutschen Gesamtemissionen entspricht.

Weitere Untersuchungen

Im Zuge der hier durchgeführten Untersuchungen wurde deutlich, dass es sich um ein sehr breites Themenfeld handelt, das in den vergangenen Jahren kaum wissenschaftlich beleuchtet wurde. Im Rahmen dieses Projektes konnten daher nicht alle Fragestellungen umfassend beantwortet werden. Hierzu gehören insbesondere das Gasbildungspotential im Schlammstapelbehälter sowie mikrobiologische Aspekte. An dieser Stelle werden auch weitere Arbeiten zur Entwicklung eines geeigneten Parameters zur Bestimmung der Stabilisierung angeregt.

Es wird daher vorgeschlagen, auf einer Kläranlage im betrachteten Größenbereich das Schlammalter auf das Mindestschlammalter für Nitrifikation/Denitrifikation abzusenken und weitere Untersuchungen bzgl. Betriebsstabilität, Schlammlagerung und Stabilisierung/Geruchsemissionen sowie Entsorgung und Entwässerbarkeit des Schlammes durchzuführen.



9 Literaturverzeichnis

AbfKlärV, 1992. *Klärschlammverordnung*, s.l.: BMjUV.

Amon, B. et al., 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy clattle and pig slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, ecosystems & environment* 112, pp. 153-162.

Asano, T., 2007. s.l.:s.n.

ATV, 1996. *Klärschlamm (Handbuch)*. 4. Auflage Hrsg. Hennef: s.n.

ATV, 1997. *Handbuch -Biologische und weitergehende Abwasserreinigung*. Hennef: s.n.

ATV-DVWK-A 281, 2001. *Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern*, Hennef: s.n.

ATV-DVWK-M 154, 2003. *Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen - Vermeidung oder Verminderung*. Hennef: s.n.

ATV-DVWK-M 204, 1996. *Stand und Anwendung der Emissionsminderungstechnik bei Kläranlage - Gerüche, Aerosole*. Hennef: s.n.

Bauerfeld, K., Dockhorn, T. & Dichtl, N., 2009. *Verbundprojekt Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser, Teilprojekt B4*, s.l.: s.n.

Baumann, P. & Roth, M., 2008. *Senkung des Stromverbrauchs auf Kläranlagen, Leitfaden für das Betriebspersonal Heft 4*. Stuttgart: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.; Landesverband Baden-Württemberg.

Bayerische Vermessungsverwaltung - Bayern Atlas, 2016. www.geoportal.bayern.de. [Online] Available at: <http://geoportal.bayern.de/bayernatlas/?X=5421649.25&Y=4459462.00&zoom=3&lang=de&topic=ba&bgLayer=atkis&catalogNodes=122> [Zugriff am 15 Februar 2016].

Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011. *Co-Vergärung auf kommunalen Kläranlagen*, Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.

Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011. *Klärschlamm Entsorgung in Bayern - Planungshilfe für Kommunen*, Augsburg: StieberDruck GmbH.



Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, 2006. *Überprüfung der Frage der Geltung der Nachweisverordnung bei der Verbringung von Abfällen in einer Kläranlage*. München: s.n.

Bergs, C., 2013. Regelungen zur Klärschlamm Entsorgung in Deutschland und Europa. In: DWA, Hrsg. *Klärschlammbehandlung*. Hennef: s.n., pp. 23-43.

Berufsgenossenschaft der Bauwirtschaft, 2015. *www.bgbau-medien.de*. [Online] Available at: <http://www.bgbau-medien.de/zh/bgr126/anh4.htm> [Zugriff am 22 Dezember 2015].

Bohatsch, A., 2011. Strategien gegen Geruch und Korrosion im Kanal. In: D. Bayern, Hrsg. *DWA Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften*. München: F. Hirthammer Verlag GmbH, pp. 34-48.

Bolle, W. & Genzowsky, K., 2011. Treibhausgasemissionen bei der Abwasserreinigung. *Acwa aktuell; Herausgeber Acwa- Aachen Wasser, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen*, Issue Ausgabe 5, 01/2011.

Bolle, W. & Pinnekamp, J., 2011. *Abschlussbericht - Energieeinsparung bei Membranbelebungsanlagen*, Aachen: s.n.

Broll, S., 2012. *Biogasanlage im Veterinärbereich - tierische Nebenprodukte als Gärsubstrat*, Koblenz: Landesuntersuchungsamt Rheinland Pfalz.

Buchauer, K., 2007. Hygienische Standards für die Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft - ein internationaler Vergleich. *DWA*.

Cornel, P., Schaum, C. & Knopp, G., 2015. Weitergehende Behandlung von Kläranlagenabläufe. *DWA P/2 Kurs*, pp. 216-273.

DGUV, 2009. *Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung*, Berlin: s.n.

Dichtl, M. & Eck-Düpont, M., 1986. Kennwerte zur Beurteilung des Stabilisierungsgrades biologisch behandelter Schlämme. *Korrespondenz Abwasser*, November, pp. 1043-1054.

DIN 38414-8, 1985. *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung des Faulverhaltens (S 8)*, s.l.: s.n.

DIN_4045, 2000. *Abwassertechnik - Grundbegriffe*. Berlin: Deutsches Insitut für Normung e.V..

DIN_EN_1085, 1997. *Abwasserbehandlung - Wörterbuch*. Berlin: Deutsches Insitut für Normung e.V..



DIN_EN_12255-8, 2001. *Kläranlagen_Teil 8: Schlammbehandlung und -lagerung*. Berlin: DIN Deutsches Institut für Normung e.V. .

DIN_EN_14701-1, 2006. *Charakterisierung von Schlämmen - Filtrationseigenschaften - Teil 1: Bestimmung der kapillaren Fließzeit*. s.l.:s.n.

d-maps, 2016. www.d-maps.com. [Online] Available at: http://d-maps.com/carte.php?num_car=23835&lang=de [Zugriff am 17 Februar 2016].

Dockhorn, T., 2010. *Möglichkeiten und Potenziale der Energieerzeugung mittels Abwasser*, Braunschweig: Technische Universität Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft.

DüMV, 2012. *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln*, Berlin: BMJuV.

DWA, 2011. *Leitfaden Nr. 2-3, Nachweis der aeroben Schlammstabilisierung*, München: DWA-Bayern.

DWA-A 131, Gelbdruck , März 2015. *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Arbeitsblatt*, Hennef: DWA.

DWA-A 131, 2000. *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Arbeitsblatt*. Bad Hennef: DWA.

DWA-A 201, 2005. *Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen*, Hennef: DWA.

DWA-A 222, 2011. *Grundsatz für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aeroben biologischer Reinigungsstufe bis 1.000 Einwohnerwerte*. Hennef: DWA.

DWA-A 226, 2009. *Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung ab 1.000 Einwohnerwerte*, Hennef: DWA.

DWA-A 280, 2006. *Behandlung von Schlamm aus Kleinkläranlagen in kommunalen Kläranlagen*, Hennef: DWA.

DWA-A 624, 2014. *Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht - Gelbdruck*, Hennef: DWA.

DWA-Arbeitsbericht, 2010. *Leitfaden zur Klärschlamm Entsorgung*, s.l.: DWA.

DWA-M 168, 2010. *Korrosion von Abwasseranlagen - Abwasserableitungen*. Hennef: DWA.



DWA-M 368, 2014. *Biologische Stabilisierung von Klärschlamm*. Hennef: DWA.

DWA-M 383, 2008. *Kennwerte der Klärschlammwässerung*, Hennef: DWA.

DWA-Stellungnahme, 2015. *DWA-Stellungnahme Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung; Referentenentwurf vom 31. August 2015*, 2015: DWA.

DWA-Themenheft, 2013. *DWA-Arbeitsgruppe AG-KEK "Schlammbehandlungskonzepte für Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe": Schlammfäulung oder gemeinsame aerobe Stabilisierung bei Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe*. Hennef: DWA.

EI-Fadel & Massoud, 2001. Estimation of methane emissions from wastewater management. *Environmental Pollution*, 114, pp. 177-185.

Elgeti, T., Prah, C., Franke, W. & Ettl, M., 2015. Schwefelwasserstoff - aktuelle Grenzwerte?. *KA Korrespondenz Abwasser Abfall* 10/15, Oktober, pp. 917-924.

EÜV, 1995. *Verordnung zur Eigenüberwachung von Wasserversorgungs- und Abwasseranlagen (EÜV)*. München: s.n.

Fair & Moore, 1937. Observations on the digestion of a sewage sludge over a wide range of temperatures. *Sewage Works Journal*.

Gewerbeaufsicht Baden-Württemberg, 2008. *Geruchsemissionenrichtlinie GIRL*, s.l.: s.n.

Gretzschel, O., Hansen, J. & Siekmann, K., 2012. Schlammfäulung statt aerober Stabilisierung - Trend der Zukunft?. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Issue Nr.12, pp. 1144-1152.

Gujer, W., 2002. *Siedlungswasserwirtschaft*. 2. Auflage Hrsg. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag.

Haufe - Lexikon Arbeitsschutz, 2015. www.haufe.de. [Online] Available at: http://www.haufe.de/arbeitsschutz/arbeitsschutz-office/methan_idesk_PI957_HI2726625.html [Zugriff am 22 Dezember 2015].

IEA, 2013. *International Energy Agency: CO2 Emissions from Fuel Combustion*. [Online] Available at: www.co2online.de/klima-schuetzen/klimabilanz

Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, 2002. *Gerda - EDV-Programm zur Abschätzung von Geruchsemissionen aus 5 Anlagentypen*, Radebeul: s.n.



Ingenieurbüro Friedrich, 2013. *Zukunftsträchtige Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm in Mecklenburg-Vorpommern*, Schwerin: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013. *Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge: Cambridge University Press.

IPCC, 1999. *Intergovernmental Panel on Climate Change: Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. s.l.:s.n.

IPCC, 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 6: Wastewater treatment and discharge*, s.l.: s.n.

IPCC, 2007. *Intergovernmental Panel on Climate Change: Climate Change 2007 - Impacts, Adaptation and Vulnerability. 4th Assessment Report*, s.l.: s.n.

Jörn, F., 2015. *Monoverbrennung von Klärschlamm - Ab welcher Größe ist das realistisch?*, s.l.: s.n.

Kickelbick, G., 2008. *Chemie für Ingenieure*. München: Pearson Studium.

Knödelseder, T., 2015. Das EEG 2014 - Neuerungen für die Energieerzeugung auf Kläranlagen. In: D. Bayern, Hrsg. *Landesverbandstagung DWA Bayern 2015, Straubing*. München: s.n., pp. 95-107.

Kopp, J., 2001. *Wasseranteile in Klärschlammuspensionen - Messmethode und Praxisrelevanz*. Heft 66 Hrsg. Braunschweig: Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft TU Braunschweig.

KrWG Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft, 24.02.2012. s.l.:s.n.

Landeskontrollverband Brandenburg e.V., kein Datum *Untersuchung von Gülle - notwendig für den fachgerechten Einsatz als Dünger und Substrat*, Waldsiefersorf: s.n.

Law, Y. et al., 2013. Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants. *Water Research*, 47, pp. 5270-5281.

Lehrmann, F., 2013. *Überblick über die thermische Klärschlammbehandlung*, s.l.: s.n.

Leifker, A., 2012. www.topagrar.com. [Online] Available at: <http://www.topagrar.com/archiv/Gepresste-Guelle-statt-Stroh-und->



[Spaene-889443.html](#)

[Zugriff am 19 Januar 2016].

LfU 4.4/22, 2013. *Anforderungen an die Einleitung von häusliche und kommunalem Abwasser sowie Einleitungen aus Kanalisationen*, Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.

LfU 4.7/11, 2004. *Merkblatt: Nachweis von Stabilisierungskriterien bei der aeroben Schlammstabilisierung*, München: Bayerisches Landesamt für Umwelt.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011. *Klärschlamm Entsorgung in Bayern - Planungshilfe für Kommunen*, s.l.: s.n.

LfU, 2004. *Quantifizierung der diffusen Belastung von Gewässern mit Fäkalbakterien aus landwirtschaftlich genutzten Flächen*, München: s.n.

LfU, 2015. *Nachrüstung einer Faulung bei kleinen Kläranlagen - Pilotprojekt Kläranlage Bad Abbach*. Augsburg: s.n.

Mamais, D. et al., 2015. Wastewater treatment process impact on energy savings and greenhouse gas emissions. *Water Science & Technology*, 71.2, pp. 303-308.

MBL NRW Nr.31, 2009. Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL -). *Ministerialblatt (MBL NRW.) Nr. 31*, 5 November, pp. 529-544.

Mix-Spagl, K., 2014. *Neues vom Klärschlamm - Lehrerbesprechung 2014*. s.l.:s.n.

Montag, D., Everding, W., Malms, S. & Pinnekamp, J., 2015. Phosphorstrategie für Deutschland - Vorschläge aus wissenschaftlicher Sicht. *KA - DWA*, November, pp. 993-999.

Nowak, O., 1998. Stickstoffentfernung und gleichzeitige aerobe Stabilisierung bei schwachbelasteten Belebungsanlagen. *Wiener Mitteilungen, Band 145*, pp. 261-291.

Nowak, O. et al., 2002. *Bewährte Systeme zur Klärschlammbehandlung*. Wien: Wiener Mitteilungen Band 177a, S. 44-66.

Parravicini, V., Smidt, V., Svardal, K. & Krioss, H., 2006. Evaluation the stabilisation degree of digested sewage sludge: investigations at four municipal wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 53, pp. 81 - 90.

Parravicini, V. & Svardal, K., 2014. *Klimarelevanz der Abwasserentsorgung inklusive Klärschlammbehandlung*, Wels: s.n.



Parravicini, V. & Svardal, K., 2015. Klimarelevante Emissionen aus der Abwasserentsorgung. *Wiener Mitteilungen Band 232*, pp. 183-204.

Paulsen, H. M. et al., 2013. Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen. In: *Abschlussbericht - Netzwerk von Pilotbetrieben*. s.l.:s.n., pp. 179-191.

Pinnekamp, J., 2015. Energetische Optimierung von Kläranlagen. *ISA - Wasserwirtschaftskurs*.

Roediger, M. & Siekmann, K., 2015. Schlammfäulung oder gemeinsame aerobe Stabilisierung bei Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe. In: DWA, Hrsg. *DWA 9. Klärschlammstage*. Hennef: DWA.

Schatz, R. & Zech, T., 2015. Klärschlammverbund - ein Weg zum Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. *DWA-Landesverband Bayern - Landesverbandstagung 2015 in Straubing*, Oktober, pp. 120-129.

Schmelz, K.-G., 2013. Spezifischer Klärschlammmanfall und Bemessungsansätze für Schlammbehandlungsanlagen. In: *Klärschlammbehandlung*. Hennef: DWA, pp. 44-81.

Schwarz, M., 2003. *Vergleichende seuchenhygienisch-mikrobiologische Untersuchungen an horizontal und vertikal beschickten, bewachsenen Bodenfiltern mit vorgeschalteter Mehrkammerausfallgrube bzw. einem als Grobstoff-Fang dienenden Rottebehälter (Rottefilter)*, Berlin: s.n.

Seilnacht, T., 2015. www.seilnacht.com. [Online] Available at: <http://www.seilnacht.com/Chemie> [Zugriff am 27 Januar 2016].

Smidt, E. & Parravicini, V., 2009. Effect of sewage sludge treatment and additional aerobic post-stabilization revealed by infrared spectroscopy and multivariate data analysis. *Biosource Technology*, 100, pp. 1775 - 1780.

Steinle, E. & Carozzi, A., 2011. Anaerobe Schlammbehandlung bei kleinen Kläranlagen am Beispiel der Kläranlage Iphofen. *DWA-Landesverband Bayern - Landesverbandstagung 2011 Würzburg*, pp. 133-145.

Svardal, K., 2013. *Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs*. Wien: Wiener Mitteilungen Band 202.

Svardal, K. & Kroiss, H., 2011. Energy requirements for waste water treatment. *Water Science & Technology*, Sep., Band 6, pp. pp. 1355 - 1361.



Thrän, D. & Pfeiffer, D., 2014. Neue Wege zur Prozessoptimierung in Biogasanlagen - Abgeschlossene Vorhaben im Förderprogramm Teil 2. In: *Schriftenreihe des Förderprogramms "Energetische Biomassennutzung" Band 16*. Leipzig: DBFZ Deutsches Biomassenforschungszentrum gemeinnützige GmbH.

UBA, 2008. *Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UBA, 2009. *Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UBA, 2012. *Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UBA, 2014. *Berichterstattung der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Koyotot-Protokoll 2014*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UBA, 2014. *Emissionsbilanz Erneuerbarer Energieträger - Bestimmung der vermeidbaren Emissionen im Jahr 2013*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UBA, 2014. *Risikoanalyse der bodenbezogenen Verwertung kommunaler Klärschlämme unter Hygieneaspekten*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Uckschies, T., 2015. Auf dem Prüfstand - Feinrechen auf kommunalen Kläranlagen. *KA Betriebs-Info 3/15*, Juli, pp. 2370-2374.

VDI 4630, 2014. *Vergärung organischer Stoffe - Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche*, s.l.: s.n.

Wedi, D., Michalski, N., Christ, O. & Christensen, K., 2015. Anaerobe Schlammstabilisierung auf kleineren Kläranlagen - Ergebnisse des Pilotprojektes Bad Abbach-. *DWA-Landesverband Bayern - Landesverbandstagung 2015 in Straubing*, Oktober, pp. 108-119.

Weiß, K. & Popp, W., 2004. *Quantifizierung der diffusen Belastung von Gewässern mit Fäkalbakterien aus landwirtschaftlich genutzten Flächen - Schlussbericht*, München: Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft.

Wendland, M. & Attenberger, E., 2009. *LfL-Informationen: Wirtschaftsdünger und Gewässerschutz - Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger in der Landwirtschaft*, Freising-Weihenstephan: LfL.



ANHANG

Anhang A	Auswertung der Beispielanlagen	250
A.1.1	Kläranlage NA	252
A.1.2	Kläranlage NR	256
A.1.3	Kläranlage NT	260
A.1.4	Kläranlage SN	263
A.1.5	Kläranlage SO	266
A.1.6	Kläranlage SR	269
A.1.7	Kläranlage AZ	272
A.1.8	Kläranlage AD	275
A.1.9	Kläranlage AH	277
A.1.10	Kläranlage AO	280
A.1.11	Kläranlage WG	283
A.1.12	Kläranlage WO	285
A.1.13	Kläranlage WR	288
Anhang B	Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen.....	290
Anhang C	Fragebögen	296
Anhang D	Diagramme Gas-/Geruchsmessungen, Laborversuche.....	308



Anhang A Auswertung der Beispielanlagen

Die durch die Beispielkläranlagen zur Verfügung gestellten Betriebsdaten in Form von Jahresberichten und/oder ausgewählten Monatsberichten wurden einheitlich ausgewertet und daraus die vorab ausgewählten Kennwerte der Kläranlage bestimmt. Die zur Verfügung gestellten Unterlagen waren von unterschiedlichem Umfang und Qualität, dies ist bei der Gegenüberstellung der Daten zu berücksichtigen.

Die Auswertungen aller Beispielanlagen sowie Hinweise zur Auswertung werden im Folgenden dargestellt. Die wichtigsten Informationen sind in den folgenden Kapiteln zusammengefasst. Bei der Bearbeitung dieses Projekts wurden die Beispielanlagen detailliert ausgewertet. Es findet sich auch eine Übersichtsdatei mit der Zusammenstellung aller Kennwerte der Beispielanlagen. Im Folgenden sind die wichtigsten Erkenntnisse für alle Beispielkläranlagen zusammengefasst.

A.1 Hinweise zur Auswertung

Die Auswertung der Betriebsdaten erfolgte auf Grund der übermittelten Jahresberichte. Im Rahmen dieses Projektes wurden kleinere und kleine Kläranlagen untersucht. Entsprechend der Ausbaugröße ist die Dichte der Messwerte gering, da diese gemäß (EÜV, 1995) ermittelt werden.

Da nicht anders möglich, wurden die Frachten aus den mittleren monatlichen Durchflussmengen bei Trockenwetter und den mittleren Konzentrationen aus den Jahresberichten berechnet. Bei vielen Anlagen war die Anzahl der Messungen der Konzentration zwischen einer und drei Messungen. Eine gewisse Ungenauigkeit konnte daher nicht vermieden werden. Vor diesem Hintergrund sind die folgenden Auswertungen zu betrachten. Die Auslastung der Anlagen wurde als mittlere Auslastung über die entsprechend Frachten berechnet. Die Angabe der Ausbaugröße basiert auf dem Bescheidswert.

Für die Beurteilung des Schlammanfalls ist im Grunde auch die mittlere Belastung ausschlaggebend. Für die Beurteilung des spezifischen Stromverbrauchs wird ebenfalls die mittlere EW_{120} -Auslastung verwendet. Es wurde festgestellt, dass im Rahmen der Jahresberichte die Berechnung der Frachten und daher auch der Auslastung sehr unterschiedlich von Anlage zu Anlage erfolgt. Oftmals wurden die Mischwassermengen für die Berechnung der Frachten und der Auslastung miteinbezogen, was zu überhöhten Werten führt. Für die Auswertungen wurde in der Regel an Stelle des Mittelwerts, der anfällig ist für Ausreißer, der Medianwert verwendet. Liegen Ausreißer nur in geringem Umfang vor, wird die Abweichung zwischen Mittelwert und Median minimal.



Zur Berechnung spezifischer Werte (z.B. Stromverbrauch, Schlammanfall, Beckenvolumen, Zulaufmenge etc.) wurde als Bezugsgröße die IST-Belastung als EW_{120} -Wert zu Grunde gelegt. Die spezifischen Werte wurden anschließend zur Bewertung und Plausibilitätsprüfung mit Literaturwerten verglichen.

Die Berechnung der Verhältnisse zwischen einzelnen Parametern (z.B. CSB:BSB₅-Verhältnis) erfolgte durch den Abgleich der Medianwerte der Zulaufkonzentrationen.

Der aerobe Anteil für die Berechnung des aeroben Schlammalters wurde über den Belegungsgrad der Becken mit Belüftungseinrichtungen abgeschätzt, sowie der anteiligen belüfteten und unbelüfteten Phasen. Es ist zu beachten, dass eine exakte Ermittlung bei der vorhandenen Datenlage nicht immer möglich war. Aus den Angaben zur Belüftungsdauer wurde das aerobe Schlammalter überschlägig berechnet. Da die Daten der einzelnen Kläranlage größenbedingt stark abweichen, weisen die Diagramme unterschiedliche Achsenbereiche zur besseren Lesbarkeit auf. Es ist zu beachten, dass hierdurch teilweise ein verzerrter Eindruck entstehen kann.

Teilweise werden die für die Auswertung erforderlichen Daten auf einzelnen Kläranlagen nicht erhoben. Entsprechende Felder sind mit keine Angabe („k.A.“) gekennzeichnet.

Die Berechnung des Schlammalters erfolgte nach Leitfaden Nr. 2-5 des DWA Landesverband Bayern. Demnach wird die im Belebungsbecken vorhandene TS-Masse [kg] durch die täglich abgehende TS-Masse [kg/d] geteilt. Diese setzt sich aus dem abgezogenen Überschussschlamm und dem Schwebstoffgehalt im Ablauf der Nachklärung zusammen. Die abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf werden nicht im Rahmen der Standardparameter erfasst und lagen daher in der Regel nicht vor. Eine Vernachlässigung ist zulässig, wenn der Anteil der abfiltrierbaren Stoffe am Gesamtschlammabzug unter 5 % beträgt, wovon bei einem Schlammindex $< 150 \text{ ml/g}_{\text{TS}}$ ausgegangen werden kann. Der Schlammindex der Beispielanlagen lag zwischen 88 und 140 ml/g. Problematisch waren teilweise fehlende Daten bzw. Schätzwerte zur täglichen Überschussschlammmenge bzw. deren Trockensubstanzgehalt. Diese wurden auf Grund der vorliegenden Daten ggfs. ergänzt.

Im Rahmen der Betriebsdaten werden oft nicht alle Schlammströme erfasst. Dies betrifft vor allem den Überschussschlammabzug, der oftmals nicht oder nicht ausreichend dokumentiert wird und den TS-Gehalt des Überschussschlammes, der i.d.R. nicht erfasst wird. Die entsorgten Schlammengen mit zugehörigem TS-Gehalt sind meistens sehr gut dokumentiert und wurden daher als verlässlich angesehen. Der spezifische Schlammanfall wurde daher auf Grundlage der entsorgten Schlammengen berechnet, in Verbindung mit der mittleren Auslas-



tung EW_{120} . Dieses Vorgehen berücksichtigt allerdings keine möglicherweise auftretenden Abbauvorgänge organischer Substanz in den Schlammstapelbehältern. In einer klassischen mesophilen Faulung liegt der TS-Abbaugrad im Bereich von 30 %. Der Abbau in Schlammstapelbehältern wird in jedem Fall deutlich darunter liegen (niedriges Temperaturniveau, Temperaturschwankungen, geringe Durchmischung). Hinzu kommt, dass simultan aerob stabilisierter Schlamm in jedem Fall deutlich geringere organische Anteile aufweist, die leicht abbaubar wären, gegenüber Schlamm mit geringem Schlammalter der in der Faulung zu den genannten, hohen Abbaugraden führt.

Für die drei ausgewerteten Biofilmanlagen konnte verfahrensbedingt kein Schlammalter bestimmt werden. Bei Biofilmanlagen kann jedoch davon ausgegangen werden, dass Ablösungen des Biofilms, die als Überschussschlamm aus dem System ausgetragen werden, als „stabilisiert“ angesehen werden. Bei allen ausgewerteten Biofilmanlagen wird jedoch der Überschussschlamm in der Vorklärung (zwischen-) gespeichert, sodass es zu einer Vermischung aus Primär- und Sekundärschlamm kommt. Diese Vorgehensweise ist besonders für kleinere Biofilmanlagen typisch.

A.1.1 Kläranlage NA

Die Kläranlage NA ist die größte betrachtete Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 25.000 EW. Es handelt sich um eine Belebungsanlage mit hohem industriellem Anteil, der nach Aussage der Kläranlage bei etwa 10.000 EGW liegt. Die Anzahl der tatsächlich angeschlossenen Anwohner liegt bei annähernd 8.000 EZ.

Tabelle 32: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage NA mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	25000	25000	25000	25000	25000
IST-Belastung EW (Median)	12356	10263		7197	6643
Zulauffracht kg/d (Median)	741	1232	0	79	12
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	6,7	35,1	3,2	7,5	0,3
Max. Ablaufwerte mg/l	11,0	55,0	6,5	12,5	0,9
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	18,0	80,0	9,0	16,0	1,8
Überschreitungen	keine	keine	keine	keine	keine

Die mittlere IST-Auslastung der Anlage war über das ausgewertete 2014 Jahr relativ konstant (siehe Tabelle 32). Jedoch ist die Auslastung sehr unterschiedlich für die unterschiedlichen Parameter. Die BSB5-Auslastung liegt im Median mit 12.400 EW noch über der CSB-Auslastung von 10.300 EW.



Die Nährstoffe sind deutlich geringer mit einer Auslastung von etwa 7.000 EW (siehe auch Nährstoffverhältnisse Tabelle 33). Dies ist vor allem auf den hohen industriellen Anteil der Kläranlage zurückzuführen.

Die Zulaufkonzentrationen sind für alle Parameter, besonders allerdings für die Kohlenstoffparameter deutlich erhöht, was sich im Auslastungsgrad widerspiegelt.

Die Ablaufgrenzwerte werden sicher eingehalten. In den Monaten von Mai bis Oktober werden auch die Stickstoffablaufgrenzwerte sicher eingehalten.

Durch die hohe Belastung der Anlage liegt das IST-Schlammalter lediglich bei knapp 13 d. Das aerobe Schlammalter liegt sogar nur bei 7,4 d, da der belüftete Anteil etwa bei 60 % liegt. Dies spiegelt sich auch in dem vergleichsweise geringen spezifischen Beckenvolumen wider und einer erhöhten Schlammbelastung (siehe Tabelle 33)

Der Glühverlust des Schlammes liegt üblicherweise zwischen 70 und 80 %. Beim TTC-Test stellt sich daher sehr rasch ein intensiver Farbumschlag ein.

Die Ergebnisse der Laboruntersuchungen ergaben im Schlamm des Stapelbehälters einen Glühverlust von 79,8 %. Anders als in den Proben des Belebungsbeckens zeigte die Probe aus dem Schlammstapelbehälter bei der Untersuchung der Atmungsaktivität einen ausreichenden Stabilisierungsgrad.

Der Überschussschlamm wird auf der Kläranlage kontinuierlich maschinell mittels Scheibeneindicker auf etwa 4 % eingedickt. Der eingedickte Schlamm wird anschließend in offenen Schlammstapelbehältern zwischengespeichert. Dabei hat das Klärwerkpersonal beobachtet, dass je länger der Schlamm liegt, desto dunkler wird seine Farbe. Die Entwässerung erfolgt ebenfalls über eine stationäre Zentrifuge auf der Kläranlage. Die Entwässerungsanlage ist kein Ex-Schutzbereich. Ist die Fracht im Zulauf zu groß ergeben sich Probleme bei der Entwässerung.

Der entwässerte Klärschlamm wird in offenen Containern zwischengelagert und geht in die Rekultivierung. Im Winter wird kaum entwässert, ab April in Abhängigkeit von der Windrichtung (Nähe zur Wohnbebauung!) an 3 – 4 Tagen/Woche. Das anfallende Zentrat wird in einem abgedeckten Behälter zwischengespeichert und dem Zulauf wieder zugegeben. Der Behälter ist mit einer Abluftbehandlung ausgerüstet. Der Zentratspeicher mit Abluftbehandlung rührt aus einer Zeit, zu der der Schlamm aerob nachbelüftet werden sollte. Der entwässerte Schlamm wird kompostiert und anschließend landschaftsbaulich verwertet.

Die Gasmessungen ergaben maximale H₂S- und CO₂-Konzentrationen im Bereich der Zentrifuge (siehe auch Kap. 4.1). Im Bereich der offenen Schlammsta-



pelbehälter wurden keine erhöhten Werte gemessen. Im Bereich der Container mit entwässertem Schlamm liegt keine Geruchsbelastung vor.

Am Rechen und direkt am Stapelbehälter gibt es teilweise intensive Geruchsemissionen. In 10 m Abstand wie auch in 100 m Abstand treten Gerüche je nach Wetterlage (Luftdruck, Wind) auf. Durch die hohe gewerbliche Belastung der Anlage und die Nähe der Bebauung im Abstand von nur 20 m sind die Geruchsemissionen der Kläranlage problematisch. Die Entwässerung wird je nach Windstand betrieben. Es hat sich gezeigt, dass im Bereich der Entwässerung deutlich höhere Gaswerte gemessen wurden. Die Geruchsbelastung war ebenfalls vergleichsweise hoch.

Die Geruchsproblematik der Anlage wird jedoch nicht nur durch den Schlamm verursacht, sondern offensichtlich auch durch das eingeleitete Industrieabwasser, welches geruchsbehaftet ist und zusätzlich Fette enthält, die ebenfalls Geruchsemissionen verursachen. Sogar im Ablauf sind noch Geruchsnoten enthalten. Beschwerden von Nachbarn gibt es häufig, vor allem, wenn der Wind in Richtung Wohngebiet geht oder bei drückendem Wetter, bei dem der Geruch sich im Dorf hält und nicht abzieht.

Außer einem Gaswarnmessgerät im Bereich der Zentrifuge werden seitens des Kläranlagenbetriebs keine weiteren Maßnahmen bzgl. Arbeitssicherheit unternommen.

Der Arbeitsaufwand für die Schlammschiene der Anlage wird auf 1 h/d beziffert, die jedoch v.a. für die Wartung der Eindick- und Entwässerungsmaschine anfallen. Für das Einstellen der Polymerdosierung wird bei der Entwässerung etwa 2 h/Woche benötigt.

Tabelle 33: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage NA

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	0,25
kWh/(EW120*a) Bio	22,80
kWh/(EW120*a) Gesamt	32,04
Anteil Strom Bio %	0,71
Spez. Überschussschlammfall $\text{kg}_{\text{TS}}/(\text{EW}120^*\text{d})$	0,10
Anteil belüftet	0,6
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	40
TS_{BB} (Median) (g/l)	4,9
ISV (Median)	97,8
IST Raumbelastung B_{R} (Median) $\text{kg}/(\text{m}^3*\text{d})$	0,3
IST Schlammbelastung B_{TS} (Median) $\text{kg}/(\text{kg}*\text{d})$	0,06
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Mittel)	12,6
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Median)	12,7
aerobes IST-Schlammalter t_{TS} (d)	7,40
Spez. Trockenwetterzufluss ($\text{m}^3/(\text{EW}120^*\text{d})$)	0,15
Verhältnis CSB:BSB5	1,61
Verhältnis Nges:BSB5	0,10
Verhältnis Pges:BSB5	0,02

Der spezifische Schlammfall ist mit $0,1 \text{ kg}_{\text{TS}}/(\text{EW}_{120}^*\text{d})$ relativ hoch. Der typischerweise bei kommunalem Abwasser anfallende spezifische Überschussschlammfall liegt im Bereich von $0,06 \text{ kg}_{\text{TS}}/(\text{EW}_{120}^*\text{d})$. Der hohe spezifische Schlammfall ist jedoch vermutlich auf die hohe industrielle Belastung zurückzuführen, die über die mittleren Frachten nicht exakt beschrieben werden kann. Des Weiteren ist der spezifische Schlammfall auf die CSB-Auslastung bezogen, die BSB₅-Auslastung der Anlage ist jedoch um annähernd 20 % höher. Bedingt durch die sehr geringen Nährstoff-Zulaufkonzentrationen erfolgt die Phosphor-Elimination vorwiegend biologisch.

Der spezifische Stromverbrauch der Gesamtanlage liegt mit $32 \text{ kWh}/(\text{EW}_{120}^*\text{a})$ etwas unter dem Toleranzwert für simultan aerob stabilisierende Kläranlagen von $34 \text{ kWh}/(\text{EW}_{120}^*\text{a})$ (Baumann & Roth, 2008). Der Strombedarf der Biologie liegt bei über 70 % des Gesamtstrombedarfs.

Derzeit wird untersucht, ob zukünftig eine Kompaktfaulung kommen soll, eventuell mit direkter anaerober Behandlung des industriellen Abwassers.



A.1.2 Kläranlage NR

Bei der Kläranlage NR handelt es sich um eine Belebtschlammanlage, der zur Entlastung eine Vorklärung vorgeschaltet wurde. Etwa 60 bis 80 m³/d Überschussschlamm wird mit 0,8 %TS in die Vorklärung zurück gepumpt aus der dann wiederum 20 m³/d Rohschlamm als Gemisch aus Primär- und Sekundärschlamm mit 3 %TS abgezogen wird. Der Rohschlamm wird in zwei offenen Stapelbehältern gespeichert, wobei Kalkmilch zur Stabilisierung des pH-Wertes und zur Verbesserung der Eindickung, zugegeben wird. Trübwasser wird soweit möglich abgezogen. Einmal jährlich wird der Schlamm durch einen Lohnentwässerer gepresst und über eine Mitverbrennung thermisch verwertet.

Das dabei anfallende Zentrat wird im zweiten Speicher gelagert und der Kläranlage langsam zudosiert.

Die Ausbaugröße liegt bei 12.000 EW. Das Abwasser ist im Wesentlichen kommunal. Die tatsächliche Auslastung liegt im Mittel bei 7.500 EW (Tabelle 34).

Tabelle 34: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage NR mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	12000	12000	12000	12000	12000
IST-Belastung EW (Median)	7486	7264		7410	6628
Zulauffracht kg/d (Median)	449	872	82	82	12
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	3,0	19,5	1,7	7,1	1,0
Max. Ablaufwerte mg/l	4,0	24,0	4,1	8,9	1,8
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	15,0	75,0	5,0	18,0	2,0
Überschreitungen	keine	keine	keine	keine	keine

Die Zulaufkonzentrationen schwanken, liegen jedoch eher etwas unter dem Durchschnitt. Dies korreliert mit dem etwas erhöhten spezifischen Trockenwetterzufluss von 0,25 m³/(EW₁₂₀*d) (siehe Tabelle 35). Die Zulaufverhältnisse sind normal.

Die Ammonium-Konzentration im Ablauf liegt während des Überwachungszeitraums deutlich unter 1 mg/l. Von einer ausreichenden Belüftung kann also ausgegangen werden. Alle Ablaufgrenzwerte werden mit großer Sicherheit eingehalten.

Bedingt durch das Vorklärbecken liegt das spezifische Beckenvolumen mit 0,24 m³/EW₁₂₀ sehr gering. Der spezifische Stromverbrauch der Anlage beträgt 36 kWh/(EW₁₂₀*a), was geringfügig über dem Toleranzwert für vergleichbare Anlagen von 34 kWh/(EW₁₂₀*a) liegt.

Das Gesamtschlammalter liegt zwar bei 25 d, jedoch beträgt das aerobe Schlammalter durch den eingestellten Belüftungsanteil von etwa 40 % nur knapp 10 d. Eine Erhöhung des aeroben Anteils würde den spezifischen Stromverbrauch weiter über den Toleranzwert ansteigen lassen.

Tabelle 35: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage NR

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	0,24
kWh/(EW120*a) Bio	k.A.
kWh/(EW120*a) Gesamt	35,69
Anteil Strom Bio %	k.A.
Spez. Gesamtschlammfall $\text{kg}_{\text{TS}}/(\text{EW}120*\text{d})$	0,04
Anteil belüftet	0,4
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	365
TS_{BB} (Median) (g/l)	4,25
ISV (Median)	k.A.
IST Raumbelastung B_{R} (Median) $\text{kg}/(\text{m}^3*\text{d})$	0,26
IST "Schlammbelastung B_{TS} (Median) $\text{kg}/(\text{kg}*\text{d})$ "	0,06
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Mittel)	24,6
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Median)	24,5
aerobes IST-Schlammalter t_{TS} (d)	9,8
Spez. Trockenwetterzufluss ($\text{m}^3/(\text{EW}120*\text{d})$)	0,25
Verhältnis CSB:BSB5	2,10
Verhältnis N_{ges} :BSB5	0,18
Verhältnis P_{ges} :BSB5	0,03

Der spezifische Schlammfall fällt mit $0,04 \text{ kg}/(\text{EW}_{120}*\text{d})$ eher gering aus. Dies ist vermutlich auf die sehr geringen entsorgten Schlamm mengen im Jahr 2014 zurückzuführen, die in den Vorjahren deutlich höher lagen. Dies kann z.B. durch eine unvollständige Leerung der Becken durch den Lohnentwässerer bedingt sein. Eigentlich wäre ein etwas höherer Schlammfall zu erwarten, da zur Einhaltung des P_{ges} -Ablaufgrenzwertes von $1,8 \text{ mg/l}$ eine Fällung erforderlich ist.

Täglich werden etwa $20 \text{ m}^3/\text{d}$ Rohschlamm abgezogen. Die beiden Schlammspeicher sind $5,5 \text{ m}$ tief und haben einen Durchmesser von 25 m , somit ist ein überproportional großes Nutzvolumen von zweimal 2.700 m^3 vorhanden. Dies entspricht einem spezifischen Volumen von 720 Liter pro tatsächlichen EW.



Um eine Lagerdauer von 120 d zu erreichen, werden – je nach TR-Gehalt – rund 250 bis 300 Liter pro EW benötigt.

Die Behälter werden nicht beheizt, sind aber eingegraben. Jeder Stapelbehälter hat ein Rührwerk (30 kW) das pro Woche für 1 bis 2 Stunden läuft. Der Schlamm wird in den Stapelbehältern statisch auf 2 bis 4 % Trockenrückstand eingedickt. Als Hilfsstoff werden jährlich insgesamt ca. 3 t Kalk in Form von Kalkmilch zugegeben. Der Kalk stabilisiert den pH-Wert auf 7 und vermindert laut Betreiber den Geruch. Der Trübwasserabzug erfolgt täglich per Hand (nur im Sommer). Auch die Entwässerung durch einen Lohnentwässerer erfolgt im Sommer.

Bis 2009 wurde der Schlamm landwirtschaftlich verwertet; 2010 und 2011 im Rahmen der Rekultivierung. Seit 2012 wird der entwässerte Schlamm thermisch verwertet.

Direkt am Stapelbehälter treten Geruchsemissionen auf. In Entfernungen über 10 m ist der Geruch nicht mehr wahrnehmbar. Beschwerden von Nachbarn liegen nicht vor. Die nächste Bebauung liegt in etwa 50 m Luftlinie entfernt.

Der Arbeitsaufwand für die Schlammschiene wurde mit ca. 0,5 h/d beziffert. Vor allem der manuelle Abzug von Trübwasser und die Kalkdosierung sowie Betrieb der Vorklärung wurden als Tätigkeiten genannt.

Im Rahmen des Betriebs der Anlage wird regelmäßig der Glühverlust bestimmt (siehe Abbildung 72). Es wird deutlich, dass keine der Proben nach den Vorgaben des (LfU 4.7/11, 2004) vollstabilisiert wäre.

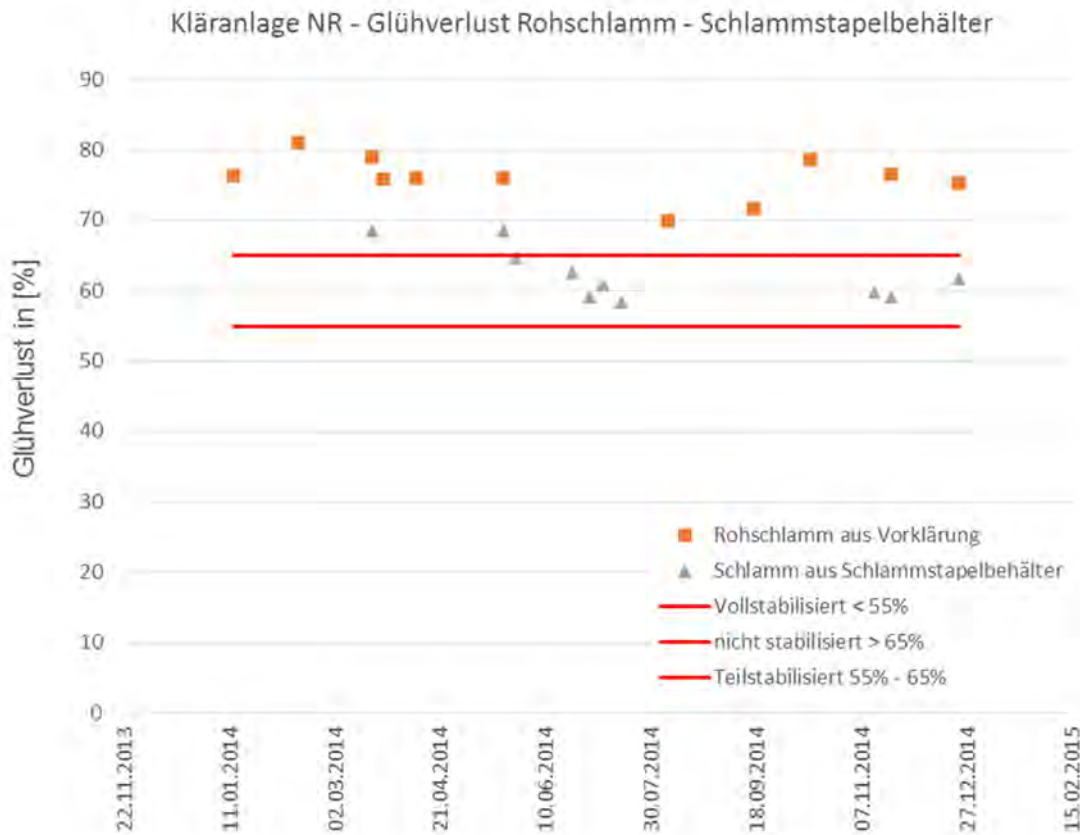


Abbildung 72: Glühverlustanalysen im Rohschlamm und Schlammstapelbehälter Kläranlage NR

Der Medianwert des Rohschlammes (PS+ÜS aus VK) liegt mit 76 % deutlich im nicht stabilisierten Bereich. Der Schlamm aus dem Schlammstapelbehälter weist mit 61 % als Medianwert etwas geringere Glühverluste auf. Bis auf zwei Werte können somit alle weiteren Messungen als teilstabilisiert nach dem Kriterium „Glühverlust“ eingestuft werden. Die jährliche Kalkmenge kann vernachlässigt werden, sie macht nur knapp 2 % der Menge Trockensubstanz aus.



A.1.3 Kläranlage NT

Die Kläranlage NT wurde im Jahr 2014 als SBR-Anlage neu gebaut. Die Anlage ist erst Anfang August 2014 in Betrieb gegangen. Für die Auswertung wurden leider nur Betriebsdaten für das Jahr 2014 zur Verfügung gestellt. Es ist bei der Interpretation der Daten zu berücksichtigen, dass sich die Anlage 2014 noch im Anfahrbetrieb befand.

Die Anlage ist für 1.600 EW ausgelegt. Tatsächlich sind 449 Einwohner angeschlossen. Es sollen jedoch in Zukunft noch weitere Einwohner angeschlossen werden. Neben den Einwohnern sind eine autobahnahe Diskothek sowie eine Schlachtereierie angeschlossen, die jeweils nur zu bestimmten Tagen nennenswerte Belastung bringen. Die Diskothek verfügt über wasserlose Urinale sowie einen Ausgleichsbehälter, der den Zulauf zur Kläranlage vergleichmäßigt.

Die zweistraßige SBR-Anlage verfügt über eine vorgeschaltete Grobentschlammung, die jedoch auf Grund der geringen Auslastung noch nicht in Betrieb ist. Es fällt somit aktuell kein Primärschlamm an. Ein Sandfang ist auf der Kläranlage nicht vorhanden.

Von der Biologie wird das Klarwasser in einen Teich zur Vergleichmäßigung des Abflusses geleitet. Über einen Graben gelangt der Teichablauf in den Vorfluter.

Der Überschussschlamm aus den SBRs (künftig auch Primärschlamm) wird in den Schlammstapelbehälter gepumpt. Der Behälter besitzt eine Abdeckung mit Öffnungen, jedoch keine Abluftabsaugung oder -behandlung. Der Schlamm wird im Behälter statisch eingedickt und als nicht stabilisierter Nassschlamm zu einer benachbarten größeren Kläranlage gefahren (Entfernung ca. 15 km). Dort wird er ohne weitere Eindickung in die Faulung gegeben. Der Trübwasserabzug im Stapelbehälter erfolgt mit Pumpen. Im Schlammstapelbehälter ist Explosionsschutzbereich Zone 1 ausgewiesen.

Die mittlere Auslastung liegt entsprechend der geringen Anzahl an angeschlossenen Einwohnern derzeit bei weniger als einem Viertel der Ausbaugröße. Die Zulaufparameter sind ausgeglichen (siehe Tabelle 36). Die Ablaufgrenzwerte werden sicher eingehalten.

Tabelle 36: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage NT mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	1600	1600	1600	1600	1600
IST-Belastung EW (Median)	359	301		325	320
Zulaufnachfrachte kg/d (Median)	22	36	2	4	1
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	2,6	21,6	0,2	7,1	3,2
Max. Ablaufwerte mg/l	4,0	30,0	0,5	13,3	4,7
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	20,0	90,0		50,0	6,0
Überschreitungen	keine	keine		keine	keine

Bedingt durch die extrem geringe Auslastung der Anlage liegt der spezifische Stromverbrauch mit über 120 kWh/(EW₁₂₀*a) sehr hoch. Der Toleranzwert für Größenklasse 2 liegt bei 45 kWh/(EW₁₂₀*a) (Baumann & Roth, 2008).

Durch die geringe Belastung schaltet die sauerstoff- und zeitgeregelte Belüftung schnell und häufig aus. Die Laufzeiten der Gebläse liegen bei nur 4 bis 5 Stunden pro Tag. Somit ergibt sich ein aerober Anteil von unter 20 %.

Das ebenfalls durch die geringe Auslastung bedingte Gesamtschlammalter liegt mit 80 d vergleichsweise hoch. Die Laboruntersuchungen der Probe aus dem Schlammstapelbehälter haben jedoch ergeben, dass der Schlamm für keinen der Parameter nach (LfU 4.7/11, 2004) stabilisiert wäre. Dies könnte auf das geringe aerobe Schlammalter von nur 14 d zurück zu führen sein (siehe Tabelle 37). Der Glühverlust lag 2014 im Mittel bei 65 %, was nicht stabilisiertem Schlamm entspricht.

Trotz des relativ hohen Schlammalters ist der spezifische Überschuss-schlammanfall mit 0,08 kg_{TS}/(EW₁₂₀*a) hoch. Dies könnte jedoch auch noch auf die Anfahrtzeit und ggfs. während der Umbauphase angesammelten Schlamm zurückzuführen sein.

Direkt am Stapelbehälter treten Geruchsemissionen auf. In Entfernungen von 10 m ist der Geruch nur bei drückendem Wetter wahr zu nehmen. In 100 m Abstand gibt es keine Geruchsemissionen. Beschwerden von Nachbarn liegen nicht vor. Einzelne Gebäude befinden sich im Umkreis von 100 m; der Ort ist ca. 400 m entfernt.

Der Schlammstapelbehälter der Kläranlage NT ist als einziger Speicher der Beispielanlagen abgedeckt. Der Rundbehälter aus Beton hat eine Betondecke, die Aussparungen (ca. 0,5 x 1,0 m) für die technische Ausstattung aufweist. Der Behälter wird nicht abgesaugt, sondern über die Aussparungen natürlich entlüftet. Die gemessenen Gaswerte waren leicht erhöht.

Tabelle 37: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage NT

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	1,84
kWh/(EW120*a) Bio	k.A.
kWh/(EW120*a) Gesamt	121,98
Anteil Strom Bio %	k.A.
Spez. Überschussschlammanfall $\text{kg}_{\text{TS}}/(\text{EW}120 \cdot \text{d})$	0,08
Anteil belüftet	0,18
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	30
TS_{BB} (Median) (g/l)	4,5
ISV (Median)	90
IST Raumbelastung B_R (Median) $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	0,04
IST Schlammbelastung B_{TS} (Median) $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$	0,00
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Mittel)	79,46
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Median)	80,50
aerobes IST-Schlammalter t_{TS} (d)	14,26
Spez. Trockenwetterzufluss ($\text{m}^3/(\text{EW}120 \cdot \text{d})$)	0,29
Verhältnis CSB:BSB5	1,85
Verhältnis Nges:BSB5	0,18
Verhältnis Pges:BSB5	0,03

Da die Kläranlage durch das Betriebspersonal der größeren Kläranlage mitbetreut wird, werden viele Arbeiten (z.B. Labor) nicht vor Ort durchgeführt. Pro Tag ist die Kläranlage nur für 1,5 Stunden besetzt. Der Arbeitsaufwand für die Schlammschiene ist minimal.



A.1.4 Kläranlage SN

Die Kläranlage SN wurde bereits 1976 gebaut und besteht aus einer Belebungsanlagen zur aeroben simultanen Schlammstabilisierung (Kombibecken). Die Kläranlage ist überlastet und soll in naher Zukunft erweitert/umgebaut werden.

Der abgezogene Überschussschlamm wird in einem Vorschacht mit 65 m³ bereits voreingedickt und anschließend in einem Schlammstapelbehälter (V = 200 m³) gelagert. Die Schlammentsorgung erfolgt derzeit etwa drei bis vier Mal pro Jahr in nassem Zustand zu einer größeren Kläranlage. Dort wird der Schlamm allerdings nicht mehr der Faulung zugeführt.

Die Kläranlage hat eine Ausbaugröße von 1.500 EW, die tatsächliche Auslastung liegt im Mittel bereits zwischen 1.200 EW₁₂₀ und 1.700 EW₁₁. Die hohen Stickstoffzulaufwerte rühren evtl. von landwirtschaftlichen Aktivitäten oder dem vorhandenen Fremdenverkehr her, da im Ort derzeit kaum Gewerbe ansässig ist. Durch den relativ geringen Trockenwetterzulauf von 0,18 m³/(EW₁₂₀*d) (siehe Tabelle 39) liegen die Zulaufkonzentrationen etwas über den typischen Konzentrationen. Dabei muss berücksichtigt werden, dass das Trübwasser in den Zulauf zudosiert wird und die Belastung erhöht.

Tabelle 38: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage SN mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	1500	1500	1500	1500	1500
IST-Belastung EW (Median)	1368	1186		1711	1341
Zulauffracht kg/d (Median)	82	142	11	19	2
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	3,9	30,9	0,1	3,3	3,5
Max. Ablaufwerte mg/l	5,0	38,0	0,3	7,5	4,7
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	25,0	45,0		10,0	8,0
Überschreitungen	keine	keine		keine	keine

Das vorhandene spezifische Beckenvolumen liegt unter 200 l/EW₁₂₀, was auf die hohe Auslastung der Anlage zurückzuführen ist.

Das sichere Einhalten der Ablaufgrenzwerte bei sehr geringen Ammoniumkonzentrationen trotz hoher Zulaufkonzentrationen, spricht für eine ausreichende Belüftung und ausreichend hohes Schlammalter für die reine Abwasserreinigung.

Das IST-Schlammalter liegt jedoch nur bei 16 d. Das aerobe Schlammalter liegt sogar unter 9 d. Das Becken ist vollständig mit Belüftungseinrichtungen belegt, ca. 55 % der Zeit wird belüftet. Auch hier zeigt sich deutlich, dass die Stabilisierung des Schlammes, die hier in jedem Fall nicht erreicht wird, nicht mit erhöhten Ablaufwerten einhergehen muss.

Der Glühverlust des entsorgten Schlammes liegt zwischen 63 – 78 %; im Mittel bei 70 %. Die Atmungsaktivität lag im Schlammstapelbehälter trotz des geringen Schlammalters im ausreichend stabilisierten Bereich. Auch der TTC-Test ergab nur eine sehr schwache Färbung.

Tabelle 39: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage SN

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	0,19
kWh/(EW120*a) Bio	k.A.
kWh/(EW120*a) Gesamt	49,29
Anteil Strom Bio %	k.A.
Spez. Überschussschlammanfall $kg_{TS}/(EW120*d)$	0,045
Anteil belüftet	0,54
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	105
TS_{BB} (Median) (g/l)	4,3
ISV (Median)	95
IST Raumbelastung B_R (Median) $kg/(m^3*d)$	0,37
IST Schlammbelastung B_{TS} (Median) $kg/(kg*d)$	0,09
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Mittel)	18,6
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Median)	18,4
aerobes IST-Schlammalter t_{TS} (d)	9,9
Spez. Trockenwetterzufluss ($m^3/(EW120*d)$)	0,18
Verhältnis CSB:BSB5	1,77
Verhältnis Nges:BSB5	0,23
Verhältnis Pges:BSB5	0,03

Der spezifische Schlammanfall ist mit $0,045 g/(EW_{120}*d)$ als gering anzusehen.

Der Gesamtenergieverbrauch der Anlage liegt mit fast $50 kWh/(EW120*a)$ über dem Toleranzwert von $45 kWh/(EW_{120}*d)$ nach (Baumann & Roth, 2008) für simultan aerob stabilisierende Anlagen der Größenklasse 2. Der relativ hohe Energiebedarf korreliert mit dem belüfteten Anteil, der bei annähernd 55 % liegt, insbesondere aber ist dieser auf die relativ flachen Becken mit einer Wassertiefe von nur 2,10 m zurückzuführen. Die flächige Belegung des Belebungsbeckens mit Belüfterplatten dämpft die beiden Effekte.



Auf Schlammensorgungen im Winter wird aus betrieblichen Gründen und auf Grund der schlechteren Anfahrbarkeit der Kläranlage im Winter nach Möglichkeit verzichtet. Der Arbeitsaufwand für die Schlammschiene ist nicht automatisiert und wurde auf ca. 2–3 h/Woche geschätzt. Zusätzlich kommen einige Arbeitsstunden zur Vor- und Nachbereitung bei der Nassschlammensorgung hinzu. Besondere Maßnahmen bzgl. Arbeitssicherheit werden nicht ergriffen.

Eine Geruchsbelastung liegt zeitweise vor. Daher wird es vermieden, das Rührwerk im Schlammstapelbehälter zu verwenden. Nur vor der Entsorgung wird der Schlamm aufgerührt. Auch hier wird Kalk zugegeben (ca. 1.000 kg/a), um die Absetzeigenschaften zu verbessern und den pH-Wert zu stabilisieren. Ein positiver Effekt auf die Geruchsbildung konnte bisher nicht beobachtet werden.

Der Schlammstapelbehälter ist nicht abgedeckt, eine Abluftbehandlung ist nicht vorhanden. Trübwasser wird fast täglich per Hand abgezogen. Probleme durch Rückbelastung sind nicht bekannt.

Die nächste Bebauung ist ca. 200 m von der Kläranlage entfernt. Beschwerden liegen keine vor, es fallen jedoch öfters „Kommentare“. Es besteht eine Geruchsbelastung unmittelbar am Behälter sowie im Abstand von 10 m. Die Geruchsbelastung im Abstand von 100 m ist i.d.R. von den Windverhältnissen abhängig.

Die Gasmessungen am Schlammstapelbehälter (nicht gerührt für ca. 4 Wochen, Füllgrad ca. 55 %) waren nicht erhöht. Der Geruch war jedoch deutlich wahrnehmbar. Durch Einschalten des Rührwerks erhöhten sich die Gaswerte jedoch über einen Zeitraum von ca. 30 min deutlich (siehe Tabelle 40).

Tabelle 40: Zusammenstellung der Gasmessungen Kläranlage SN

Parameter	Ohne Rühren	Maximalwerte mit Rührwerk	Mittelwerte mit Rührwerk
CO ₂ [Vol%]	0,05	0,1	0,06
CH ₄ [%VEG]	0	0	0
O ₂ [Vol%]	20,6	20,6	20,0
H ₂ S [ppm]	0	2,3	1,0
CO [ppm]	0	0	0

Derzeit wird an einem im Gemeindegebiet ansässigen Freizeitpark mit einer erwarteten Besucherzahl von 1.000 Besucher/d gebaut. Daher wird an einem Erweiterungskonzept der Anlage auf 2.400 EW gearbeitet.



A.1.5 Kläranlage SO

Die Kläranlage SO wurde 2013 in eine Biofilmanlage als Wirbelschwebbettanlage mit Vorklärung und getrennter Primärschlamm-speicherung umgebaut. Der Regelbetrieb der Anlage besteht erst seit Mitte 2014. Der Überschussschlamm wird in die Vorklärung (Bestand alte Kläranlage) gepumpt und mit dem Primärschlamm in zwei Schlammstapelbehältern bis zur landwirtschaftlichen Entsorgung gespeichert.

Da es sich um eine kleinere Anlage handelt, ist die Datenlage entsprechend gering. Um möglichst viele Daten auswerten zu können, wurden die Daten von August 2014 bis April 2015 ausgewertet.

Die Kläranlage hat eine Ausbaugröße von 2.400 EW, die tatsächliche Auslastung liegt derzeit im Mittel bereits bei 2.000 EW₁₂₀ (siehe Tabelle 41). Die Stickstoffwerte im Zulauf liegen leider nicht vor. Im Ort ist außer einer Metzgerei mit eigener Schlachtung, nur wenig Gewerbe ansässig.

Tabelle 41: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage SO mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	2400	2400	2400	2400	2400
IST-Belastung EW (Median)	1597	1909		k.A.	k.A.
Zulauffracht kg/d (Median)	96	229	k.A.	k.A.	k.A.
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	5,1	56,4	19,1	24,1	4,5
Max. Ablaufwerte mg/l	13,0	68,0	26,2	44,2	5,5
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	20,0	75,0		20,0	5,0
Überschreitungen	keine	keine		ja	ja

Eine geringe Überschreitung ist beim Parameter Phosphor aufgetreten, dies war jedoch zu einem Zeitpunkt als die Fällung noch nicht in Betrieb war – seither sind keine weiteren Überschreitungen mehr aufgetreten.

Die Stickstoffwerte wurden nachträglich erklärt, obwohl die Anlage eigentlich nicht auf Stickstoffelimination ausgelegt worden ist. Die maximalen Stickstoffablaufwerte wurden außerhalb des maßgeblichen Zeitraums vom 01. Mai bis 31. Oktober gemessen und sind daher wasserrechtlich nicht relevant.

Es ist zu beachten, dass es sich bei dieser Anlage um eine Biofilmanlage handelt, bei der von stabilisierenden Verhältnissen ausgegangen werden kann. Eine nicht ausreichende Stabilisierung kann hier nicht als Grund für etwas erhöhte Ablaufwerte angeführt werden sondern ist eher auf die kurze Betriebszeit der neuen Anlage zurückzuführen.

Es hat sich jedoch gezeigt, dass der Überschussschlamm nach TTC-Test und Atmungsaktivität als nicht stabilisiert angesehen werden muss.

Der spezifische Gesamtschlammanfall von $0,02 \text{ kg}_{\text{TS}}/(\text{EW}_{120} \cdot \text{d})$ ist sehr gering. Es ist jedoch anzunehmen, dass dieser Wert darauf zurückzuführen ist, dass das System noch nicht eingependelt ist. Es wird vermutet, dass es nach der Inbetriebnahme der Vorklärung erstmals zu Speichervorgängen des Schlammes gekommen ist, bis sich der betriebliche Schlamm Spiegel eingestellt hat.

Tabelle 42: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage SO

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	0,10
kWh/(EW120*a) Bio	24,1
kWh/(EW120*a) Gesamt	25,5
Anteil Strom Bio %	95%
Spez. Gesamtschlammanfall $\text{kg}_{\text{TS}}/(\text{EW}_{120} \cdot \text{d})$	0,021
Anteil belüftet	75
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	183
TS _{BB} (Median) (g/l)	-
ISV (Median)	-
IST Raumbelastung B _R (Median) $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	0,50
IST Schlammbelastung B _{TS} (Median) $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$	-
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Mittel)	-
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Median)	-
aerobes IST-Schlammalter t_{TS} (d)	-
Spez. Trockenwetterzufluss $(\text{m}^3/(\text{EW}_{120} \cdot \text{d}))$	0,17
Verhältnis CSB:BSB5	2,25
Verhältnis N _{ges} :BSB5	k.A.
Verhältnis P _{ges} :BSB5	k.A.

Der Stromverbrauch von $25,5 \text{ kWh}/(\text{EW}_{120} \cdot \text{d})$ für die Gesamtanlage ist als sehr gering einzustufen. Er liegt fast um 50 % unter dem Toleranzwert von $45 \text{ kWh}/(\text{EW}_{120} \cdot \text{d})$. Dies deutet auf eine unzureichende Belüftung hin, was die relativ hohen Ammoniumablaufwerte im Mittel von 20 mg/l zeigen. Grund hierfür dürfte die Zielsetzung „Stickstoffelimination“ sein.

Die beiden Schlammstapelbehälter sind nicht abgedeckt (keine Abluftbehandlung, je $V = 450 \text{ m}^3$) und sind mit einem wechselbaren Rührwerk ausgerüstet. Das Rührwerk ist nur bei der Schlamm Entsorgung oder vor Trübwasserabzug im Einsatz. Trübwasser wird automatisch mittels einer Tauchpumpe inkl. Trübungs-sonde (System Görlich) abgezogen.



Der Primärschlamm wird gemeinsam mit dem Überschussschlamm in der Vorklärung statisch eingedickt und alle zwei Tage gemeinsam abgezogen.

Die Einleitung größerer Trübwassermengen wird als kritisch angesehen, daher wird Trübwasser nur noch in Portionen von ca. 2-3 m³/d zugegeben.

Das Gemisch aus Primär- und Sekundärschlamm wird landwirtschaftlich verwertet. Zweimal pro Jahr im Frühjahr und Herbst werden die Schlammstapelbehälter entleert und nass abgefahren. Der abgegebene Schlamm hatte zuletzt einen TR-Gehalt von ca. 2,4 %.

Insgesamt wird die Anlage mit minimalem Aufwand durch einen Gemeindemitarbeiter betrieben. Der Arbeitseinsatz liegt bei lediglich 1 bis 2 Stunden täglich. Der Aufwand für die Schlammschiene wurde auf max. 2 Stunden pro Woche geschätzt.

Die nächste Wohnbebauung liegt nur 40 m von der Kläranlage entfernt. Während der Umbauphase gab es Beschwerden der Nachbarn über Geruchsbelästigungen. Bei der Entsorgung treten Geruchsbelästigungen auf, die aber durch die Anwohner durch langjährige Nachbarschaft toleriert werden. Um Geruchsemissionen auch im Abstand von 100 m zu vermeiden, wird es vermieden, das Rührwerk im Schlammstapelbehälter zu verwenden. Wird der Behälter nicht gerührt oder geleert, treten keine nennenswerten Geruchsemissionen auf. Vor dem Umbau im Jahr 2013 gingen die größten Geruchsemissionen von der Vorklärung aus. Seit dem Umbau wird die Vorklärung regelmäßig entleert und somit die Geruchsbelästigung gemindert.

Der Entsorger stellt keine erhöhten Anforderungen an das Gemisch aus Primär- und Sekundärschlamm. Geruchsprobleme bei der Aufbringung auf landwirtschaftliche Flächen sind nicht bekannt. Über Jahre hinweg wurde der Primärschlamm durch einen Landwirt der Gemeinde landwirtschaftlich verwertet. Geruchs- oder sonstige Probleme sind der Kläranlage nicht bekannt.

A.1.6 Kläranlage SR

Die Kläranlage SR wurde 1988 als Wickeltauchkörperanlage gebaut und 2010 zu einer Anlage mit Vorklärung und getrennter Schlamm Lagerung und zweistufiger Scheibentauchkörperanlage umgebaut. Der Überschussschlamm wird in die Vorklärung gepumpt und mit dem Primärschlamm in zwei in Reihe geschalteten Schlammstapelbehältern bis zur einmal jährlichen Entsorgung gespeichert.

Die Verwertung des Schlammgemischs erfolgt als Nassschlamm in die Landwirtschaft der Umgebung. Absatzprobleme gibt es nicht – laut Aussage des Betreibers - eher im Gegenteil.

Die Kläranlage hat eine Ausbaugröße von 3.000 EW, die mittlere IST-Auslastung liegt derzeit etwa bei 1.850 EW₁₂₀ (siehe Tabelle 43). Im Ort sind neben einem Gasthof noch eine Metzgerei mit eigener Schlachtung und eine Brauerei ansässig.

Die CSB-Zulaufkonzentrationen liegen etwas über den Standardwerten, was vermutlich auf den gewerblichen Einfluss zurückzuführen ist. Gleiches gilt für den Stickstoff. Die Ablaufwerte werden sicher eingehalten, es trat nur eine geringe Überschreitung beim Parameter Phosphor auf.

Die geringen Ammoniumkonzentrationen im Ablauf deuten auf eine sehr gute Nitrifikationsleistung der Scheibentauchkörper hin.

Tabelle 43: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage SR mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	3000	3000	3000	3000	3000
IST-Belastung EW (Median)	1626	1833		1785	1333
Zulaufnachfrucht kg/d (Median)	98	220	k.A.	20	2
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	6,0	28,8	0,7	14,7	0,8
Max. Ablaufwerte mg/l	12,0	50,0	1,2	18,1	1,8
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	16,0	60,0	10,0	21,0	1,2
Überschreitungen	keine	keine	keine	keine	ja

Der Gesamtschlammfall der Anlage ist mit 0,037 kg_{TS}/(EW₁₂₀*d) relativ gering, trotz vergleichsweise hoher eingesetzter Fällmittelmengen für die Elimination von Phosphor (Ablaufgrenzwert P_{ges.} 1,2 mg/l) (siehe Tabelle 44).

Eine Erklärung für den geringen Schlammfall könnte der Scheibentauchkörper sein, der nach der Nitrifikationsstufe keine Nachklärung aufweist. Das gereinigte Abwasser wird stattdessen in den vorhandenen Schönungsteich geleitet, der zweimal jährlich geräumt wird.

Tabelle 44: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage SR

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	-
kWh/(EW120*a) Bio	20,9
kWh/(EW120*a) Gesamt	28,0
Anteil Strom Bio %	75%
Spez. Gesamtschlammfall $\text{kg}_{\text{TS}}/(\text{EW}120*\text{d})$	0,037
Anteil belüftet	-
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	365
TS_{BB} (Median) (g/l)	-
ISV (Median)	-
IST Raumbelastung B_{R} (Median) $\text{kg}/(\text{m}^3*\text{d})$	-
IST Schlammbelastung B_{TS} (Median) $\text{kg}/(\text{kg}*\text{d})$	-
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Mittel)	-
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Median)	-
aerobes IST-Schlammalter t_{TS} (d)	-
Spez. Trockenwetterzufluss $(\text{m}^3/(\text{EW}120*\text{d}))$	0,18
Verhältnis CSB:BSB5	2,27
Verhältnis Nges:BSB5	0,21
Verhältnis Pges:BSB5	0,03

Der Ziel- und Toleranzwert für die Scheibentauchkörperanlagen der Größenklasse 2 wird mit 18 bzw. 23 kWh/(EW₁₂₀*a) angegeben (Baumann & Roth, 2008). Der spezifische Strombedarf der Kläranlage SR von 28 kWh/(EW₁₂₀*a) erscheint daher etwas erhöht. Zu beachten ist, dass der Strom nicht allein für die Kläranlage erfasst wird, sondern für die Kläranlage und einen Teil des angeschlossenen Bauhofs.

Der vergleichsweise geringe Glühverlust von 54 % im entsorgten Klärschlamm ist durch zwei Dinge zu erklären. Zum einen wird der Schlamm nur einmal jährlich entsorgt. Der Schlamm wird außerdem in zwei getrennten Schlammstapelbehältern gelagert, wobei nur der erste Speicher beschickt wird. Der Schlamm im zweiten Stapelbehälter wird somit nicht permanent mit frischem Schlamm durchmischt.

Des Weiteren wird auf dieser Anlage ein relativ hoher Anteil an Fällmittel eingesetzt. Dieser Fällschlammanteil von etwa 10 - 15 %, der selbst keinen organischen Anteil aufweist, reduziert den Glühverlust des Schlammes.



Primärschlamm aus der Vorklärung und Überschussschlamm aus der Scheibentauchkörperstufe werden in einem Vorschacht bereits voreingedickt und einmal täglich in den ersten Schlammstapelbehälter gepumpt. Die beiden Schlammstapelbehälter werden in Reihe gefahren. Wenn kein Trübwasserabzug aus dem ersten Schlammstapelbehälter mehr möglich ist, wird der gesamte Inhalt in Behälter 2 gepumpt. Es wird immer nur der erste Behälter mit frischem Schlammgemisch beschickt. Somit kann zumindest in Stapel 2 eine „kalte Faulung“ über rund sechs Monate ohne Zugabe von frischem Schlamm erfolgen.

Um die Geruchsemissionen so gering wie möglich zu halten, wird nur einmal vor dem Umpumpen von Stapelbehälter 1 auf 2, sowie vor dem Leeren der Behälter das Rührwerk verwendet. Nach den Erfahrungen des Klärwerkspersonals verhindert ein gewisser Trübwasserspiegel auf dem Stapelbehälter Geruchsbelastungen.

Trübwasser wird manuell vor allem aus Stapel 1 entnommen, ca. 30 – 40 m³/Woche. Eine Rückbelastung durch das Trübwasser ist im Normalfall nicht spürbar. Das Trübwasser kann in kleinen Mengen zugegeben werden, da ein Trübwasserspeicher vorhanden ist, der jedoch nur in Ausnahmefällen zum Zwischenspeichern von Trübwasser genutzt wird.

Die Behälter sind nicht abgedeckt, eine Abluftbehandlung ist nicht vorhanden.

Die nächste Bebauung ist ca. 3 m entfernt. Es kommt vor allem zu „Geruchswolken“. Damit sind örtlich und zeitlich begrenzte Geruchsemissionen gemeint. Eine nennenswerte Geruchsbelastung bei der Leerung und Entsorgung der Schlammstapelbehälter gibt es laut Aussage der Kläranlage nicht mehr. In der Umbauphase kam es zu Beschwerden wegen des Geruchs.

Durch den gewerblichen Einfluss kommt es oft zu Problemen mit erhöhten Fettanteilen. Geruchsemissionen entstehen vor allem, wenn sich auf dem Schlammstapelbehälter eine Schwimmdecke bildet (auch ohne Rühren).

Die Kläranlage ist mit einem Vollzeit-Mitarbeiter ausgestattet. Für die Schlammschiene beträgt die durchschnittliche Arbeitszeit etwa 1,5 bis 2 Stunden pro Tag.

Der Entsorger stellt keine erhöhten Anforderungen an das Gemisch aus Primär- und Sekundärschlamm. Geruchsprobleme bei der Aufbringung auf landwirtschaftliche Flächen sind nicht bekannt.

A.1.7 Kläranlage AZ

Die Kläranlage AZ besteht aus einer Belebungsanlage zur aeroben simultanen Schlammstabilisierung, wobei hier ein dreiteiliges Becken bestehend aus Belebungsbecken, Nachklärung und Schlammstapelbehälter vorhanden ist.

Eine Vorklärung ist nicht vorhanden. Der anfallende Überschussschlamm wird kontinuierlich über eine stationäre maschinelle Eindickung gefahren und im Schlamm Speicher gespeichert. Die Entwässerung erfolgt alle sechs Monate durch einen Lohnentwässerer. Der Klärschlamm wird anschließend landschaftsbaulich verwertet.

Die Ausbaugröße der Kläranlage AZ liegt bei 9.000 EW, die tatsächliche Anschlussgröße liegt im Mittel bei etwa 7.000 EW (siehe Tabelle 45). Das häusliche Abwasser entspricht etwa 6.000 EW, der Rest wird durch Industrie und Gewerbe (v.a. Großbäckerei) verursacht. Die Zulaufbelastung schwankt, teilweise ist die Kläranlage stark ausgelastet, besonders bzgl. der Kohlenstoffparameter, die auch in relativ hohen Konzentrationen im Zulauf der Anlage auftreten. Die Verhältnisse der Zulaufparameter zueinander sind leicht verschoben. Trotz der hohen Zulaufkonzentrationen werden die Ablaufgrenzwerte sehr sicher eingehalten (siehe Tabelle 45).

Tabelle 45: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage AZ mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	9000	9000	9000	9000	9000
IST-Belastung EW (Median)	6804	6618		5290	5597
Zulauffracht kg/d (Median)	408	794	46	58	10
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	2,7	17,2	0,3	3,1	1,5
Max. Ablaufwerte mg/l	4,8	24,0	0,6	6,7	1,7
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	16,0	50,0	8,0	10,0	2,0
Überschreitungen	keine	keine	keine	keine	keine

Der spezifische Schlammanfall liegt mit $0,054 \text{ kg}_{\text{TS}}/(\text{EW}_{120} \cdot \text{d})$ in dem für Belebtschlammanlagen typischen Bereich.

Durch das große verfügbare spezifische Beckenvolumen von $0,5 \text{ m}^3/\text{EW}_{120}$ liegt das Schlammalter der Anlage trotz der Auslastung bei über 40 d, also deutlich über den üblicherweise für die aerobe simultane Stabilisierung geforderten 25 d.

Der im Rahmen der Betriebsführung häufig bestimmte Glühverlust liegt im eingedickten Schlamm jedoch im Mittel noch über 65 % und gilt somit als nicht stabilisiert gemäß (LfU 4.7/11, 2004). Dies könnte auf den sehr geringen belüfteten Anteilen von nur etwa 15 % liegen, was zu einem aeroben Schlammalter von nur

6,5 d führt. Das Belebungsbecken ist nur zu 40 % mit Belüftern ausgerüstet und die Belüftungspausen sind mit 40 min je 1 bis 1,5 h belüfteter Phasen vergleichsweise gering.

In den Laboruntersuchungen wurde der Überschussschlamm der Anlage durch alle drei Kriterien als nicht-stabilisiert eingestuft.

Die Phosphorelimination erfolgt vorwiegend chemisch, was durch den Fällschlammanteil zu einem geringeren Glühverlust führen müsste.

Tabelle 46: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage AZ

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	0,5
kWh/(EW120*a) Bio	26,1
kWh/(EW120*a) Gesamt	34,1
Anteil Strom Bio %	76%
Spez. Überschussschlammanfall $kg_{TS}/(EW120*d)$	0,054
Anteil belüftet	0,25
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	183
TS_{BB} (Median) (g/l)	5,1
ISV (Median)	95,29
IST Raumbelastung B_R (Median) $kg/(m^3*d)$	0,136
IST Schlammbelastung B_{TS} (Median) $kg/(kg*d)$	0,026
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Mittel)	43,0
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Median)	43,3
aerobes IST-Schlammalter t_{TS} (d)	10,8
Spezifischer Trockenwetteranfall ($m^3/(EW120*d)$)	0,2
Verhältnis CSB:BSB5	2,03
Verhältnis Nges:BSB5	0,15
Verhältnis Pges:BSB5	0,03

Der geringe aerobe Anteil spiegelt sich auch im spezifischen Energieverbrauch der Anlage von insgesamt nur 34 kWh/(EW₁₂₀*a) wider (Toleranzwert GK 3: 38 kWh/(EW₁₂₀*a)).

Die Ammonium-Konzentrationen im Ablauf der Anlage liegen konstant unter 0,5 mg/l. Die Belüftung ist für die Abwasserreinigung daher vollkommen ausreichend. Sie ist jedoch nicht ausreichend für eine Stabilisierung des Schlammes.



Der Glühverlust des Schlammes im Schlammstapelspeicher wird ebenfalls regelmäßig bestimmt. Dieser liegt im Mittel mit 60 % etwa 10 % unter dem Glühverlust des eingedickten Schlammes. Auch hier ist analog zur Anlage NR eine Reduktion des Glühverlustes während der Lagerung festzustellen.

Der Überschussschlamm wird kontinuierlich abgezogen (ca. 45 m³/d mit TS_{ÜS} ca. 8 g/l), danach maschinell über eine Siebtrommel auf etwa 6 % eingedickt und in den Schlammstapelbehälter (V_{Sp} = 1.860 m³) gepumpt. Das Trübwasser läuft in den Zulauf zur Kläranlage.

Der Schlammstapelspeicher ist mit drei Rührwerken (11 kW) ausgestattet, die drei Mal pro Woche zeitgleich eine Stunde laufen. Zweimal im Jahr (Frühjahr und Herbst) wird der Schlamm durch einen Lohnentwässerer über einen Zeitraum von einer Woche entwässert (ca. 1.500 m³, Kammerfilterpresse oder Zentrifuge). Ein Prozesswasserspeicher ist vorhanden. Der erreichte Trockenrückstand liegt bei 24 %TR. Der entwässerte Schlamm wird vom Lohnentwässerer verwertet.

Bis 2013 wurde der Schlamm in eine nahegelegene Solartrocknung gebracht. Bei dem Trocknungsbetrieb war der Klärschlamm dieser Kläranlage als besonders geruchsintensiv bekannt. Aktuell geht der Schlamm in die Rekultivierung. Das Zentrat wird in einem separaten Speicher (V = 1.800 m³) zwischen gespeichert und dem Zulauf der Kläranlage zudosiert.

Laut Aussage des Klärwerkspersonals werden bzgl. Arbeitssicherheit und Hygiene für den Umgang mit Schlamm die gleichen Maßnahmen ergriffen wie für den Umgang mit Abwasser. Der Arbeitsaufwand speziell für die Schlammstapelschiene wird vor allem im Bereich der maschinellen Schlammstapeldickung gesehen. Hier fallen wöchentlich ca. 15 min für Wartungsarbeiten an. Zusätzlich ist 2 bis 3 Mal pro Jahr eine größere Inspektion der maschinellen Schlammstapeldickung erforderlich. Insgesamt wird der Arbeitsaufwand auf etwa 2 h/Woche für die Schlammstapelschiene geschätzt.

Es gibt keine Geruchsemissionen im Abstand von 100 m des Schlammstapelbehälters und keine Beschwerden diesbezüglich von Nachbarn. Die nächste Bebauung liegt südwestlich in etwa 500 m Entfernung.

A.1.8 Kläranlage AD

Die Kläranlage AD ist eine zweistraßigen Belebungsanlage zur aeroben simultanen Schlammstabilisierung, ausgebildet als Kombianlage. Eine Vorklärung ist nicht vorhanden. Anfallender Überschussschlamm wird in einem dreiteiligen Schlammstapelbehälter statisch eingedickt und landwirtschaftlich verwertet. Von Herbst bis Frühjahr wird der Schlamm auf der Kläranlage gespeichert. Während der Vegetationsperiode wird der Schlamm etwa monatlich nass entsorgt.

Die Ausbaugröße der Kläranlage beträgt 8.800 EW, die tatsächliche Belastung liegt im Mittel bei 6.000 EW₁₂₀. An die Kläranlage angeschlossen sind 5.400 Einwohner, es gibt jedoch gewerbliche Einleiter, v.a. ein Getränkehersteller.

Es liegt ein relativ hohes CSB: BSB₅-Verhältnis – vermutlich durch den industriellen Einfluss – vor. Die Auslastung bzgl. der Nährstoffe ist gegenüber den Kohlenstoffparametern geringer.

Tabelle 47: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage AD mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	8800	8800	8800	8800	8800
IST-Belastung EW (Median)	5115	6069		5222	4872
Zulauf fracht kg/d (Median)	307	728	34	57	9
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	5,6	29,3	2,0	2,5	1,7
Max. Ablaufwerte mg/l	7,0	33,0	2,4	3,5	2,3
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	15,0	45,0	5,0	5,0	2,6
Überschreitungen	keine	keine	keine	keine	keine

Der spezifische Überschussschlammfall liegt mit 0,05 kg_{TS}/(EW₁₂₀*d) im erwarteten Bereich. Die Plausibilität zwischen Überschussschlammabzug und entsorgtem Schlamm konnte nicht ganz hergestellt werden. Dies liegt vermutlich an der Lagerung des Schlammes über den Jahreswechsel, der im Jahresbericht zu Verzerrungen führt.

Der spezifische Stromverbrauch der Anlage liegt mit insgesamt 40 kWh/(EW₁₂₀*a) etwas über dem Toleranzwert von 38 kWh/(EW₁₂₀*a). Der Anteil für die Biologie liegt allerdings nur bei 40 %. Dies deutet auf einen geringen aeroben Anteil hin. Dieser liegt durch einen Belebungsgrad von ca. 30 % des Belebungsbeckens und Gebläselaufzeiten von 12 bis 18 h/d bei unter 30 % (siehe Tabelle 48). Laut Regelwerk wäre für eine simultane aerobe Stabilisierung jedoch ein Anteil von 65 % zu erreichen. Trotzdem werden die Ablaufgrenzwerte sicher eingehalten.



Der geringe belüftete Anteil zeigt sich jedoch auch an einem vergleichsweise hohen Verhältnis zwischen Ammonium und Gesamtstickstoff im Ablauf (jedoch beides unter den Ablaufgrenzwerten). Daraufhin wurde der Zielwert für Ammonium von 2,5 auf 0,8 mg/l gesenkt.

Das tatsächliche Gesamtschlammalter liegt bei 27 d. Durch den geringen belüfteten Anteil resultiert allerdings ein aerobes Schlammalter von nur 8 d. Entsprechend lag der betrieblich bestimmte Glühverlust im Jahr 2015 zwischen 70 und 74 %. Während des heißen Sommers 2015 und durch den verbesserten Belüftungseffekt der erneuerten Belüfterplatten sank der GV auf 55 %.

Überschussschlamm wird aus der Nachklärung kontinuierlich in die erste Kammer des Schlammstapelbehälters gefördert. Einmal pro Woche wird das Trübwasser durch Öffnen eines Schiebers abgezogen und zurück in den Zulauf geführt. Eine spürbare Rückbelastung gibt es nicht.

Tabelle 48: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage AD

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	0,37
kWh/(EW120*a) Bio	17,1
kWh/(EW120*a) Gesamt	40,5
Anteil Strom Bio %	42%
Spez. Überschussschlammanfall $kg_{TS}/(EW120*d)$	0,05
Anteil belüftet	0,3
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	30
TS _{BB} (Median) (g/l)	3,84
ISV (Median)	106,97
IST Raumbelastung B_R (Median) $kg/(m^3*d)$	0,14
IST Schlammbelastung B_TS (Median) $kg/(kg*d)$	0,04
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Mittel)	26,75
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Median)	26,47
aerobes IST-Schlammalter t_{TS} (d)	7,94
Spez. Trockenwetterzufluss ($m^3/(EW120*d)$)	0,17
Verhältnis CSB:BSB5	2,42
Verhältnis Nges:BSB5	0,19
Verhältnis Pges:BSB5	0,03

Der voreingedickte Schlamm wird in eine weitere Kammer gepumpt. Die Kammern haben keine Rührwerke. Der Schlamm kann nur durch ein Abpumpen in den Pumpensumpf und gleichzeitiges Zurückpumpen in die Kammer umgewälzt werden.



Am Rechen und direkt am Stapelbehälter gibt es teilweise intensive Geruchsemissionen. In 10 m Abstand gibt es keine Beeinträchtigungen mehr. Die nächste industrielle Bebauung ist in ca. 200 bis 300 m Entfernung. Die nächste Wohnbebauung ist nördlich der Kläranlage in 500 m Entfernung. Beschwerden von Nachbarn gibt es nicht.

Der Arbeitsaufwand wird auf etwa 1 h/d eingeschätzt. Nur das Rechengebäude ist Explosionsschutzbereich.

Zukünftig soll die Kläranlage durch eine neue Vorklärung mit Schneckenpresse für Primär- und Überschussschlamm gebaut werden. Der entwässerte Rohschlamm soll über die thermische Mitverbrennung entsorgt werden.

A.1.9 Kläranlage AH

Kläranlage AH besteht aus zwei großen Vorklärbecken und einem Tropfkörper mit einer Ausbaugröße von 4.500 EW. Es ist kein Sand- und Fettfang vorhanden. Der Kläranlagenablauf geht noch über einen Schönungsteich, der vor etwa 15 Jahren das letzte Mal entleert wurde.

Der Überschussschlamm aus der Tropfkörperstufe wird zurück in die Vorklärung gefördert, die gleichzeitig als Schlammspeicher fungiert. Alle zwei Jahre wird der Schlamm aus den Vorklärbecken über einen Lohnentwässerer gepresst. Der Schlamm wird in einer nahegelegenen solaren Trocknungsanlage getrocknet und thermisch in einem Zementwerk verwertet.

Die Datenlage der Kläranlage AH ist auf Grund der Messhäufigkeit sowie dem Ort der Probenahme als schwierig zu bezeichnen.

Leider lagen nur Zulaufwerte zur Biologie (Ablauf Vorklärung) vor. Daher wurde über Abscheidegrade der Vorklärung laut ATV-A 131 die mittlere Zulaufkonzentration im Zulauf zur Kläranlage errechnet und für die weiteren Auswertungen verwendet.

Die Ablaufkonzentrationen im Jahresbericht liegen nur als Mittelwerte vor und wurden statt der maximalen Ablaufkonzentration angegeben.

Unüblich ist das CSB:BSB₅-Verhältnis von über 5 (!). Das Abwasser fließt teilweise über Pumpstationen zu – daher ist ein BSB₅-Abbau im Netz wahrscheinlich. Im Mittel liegen die BSB₅-Zulaufkonzentrationen lediglich unter 200 mg/l. Die CSB-Zulaufkonzentrationen liegen im Mittel bei annähernd 1.000 mg/l. Es ist zu beachten, dass die Messwerte im Ablauf der Vorklärung gemessen werden und die Zulaufkonzentrationen zur Kläranlage berechnet sind. Es ist möglich, dass



sich durch die lange Aufenthaltszeit in der Vorklärung von über 4 h im Trockenwetterfall das CSB:BSB₅-Verhältnis weiter verschlechtert.

Die Stickstoffkonzentrationen im Zulauf zur Kläranlage sind mit 10 mg/L im Mittel ebenfalls sehr gering. Der spezifische Trockenwetteranfall von 0,12 m³/(EW₁₂₀*d) ist sehr gering – umso verwunderlicher sind die ungewöhnlich geringen Konzentrationen.

An die Kläranlage sind 3.000 Einwohner angeschlossen, einen nennenswerten industriellen Einfluss gibt es nicht. Die tatsächliche Anschlussgröße liegt je nach Parameter zwischen 700 und 6.000 EW, was auf die ungleichen und schwer erklärlichen Zulaufkonzentrationen zurückzuführen ist.

Die Ablaufgrenzwerte der Anlage werden jedoch sicher eingehalten.

Tabelle 49: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage AH mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten (Betriebsdaten 2013; Zulaufkonzentrationen errechnet)

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	4500	4500	4500	4500	4500
IST-Belastung EW (Median)	2438	5994		689	1680
Zulauffracht kg/d (Median)	191	975	8	0	975
Mittelwert mittl. Ablaufwerte mg/l	10,2	44,7	3,8	10,2	4,2
Mittl. Ablaufwerte mg/l	13,0	52,0	4,2	14,1	4,0
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	15,0	65,0	-	25,0	5,0
Überschreitungen	keine	keine		keine	keine

Der Gesamtstromverbrauch entspricht laut Jahresbericht dem der biologischen Stufe. Dies ist größenordnungsmäßig realistisch, da die Kläranlage kaum maschinell ausgerüstet ist und das Hebewerk für die Beschickung des Tropfkörpers vermutlich der größte Stromabnehmer ist. Der einwohnerspezifische Stromverbrauch von unter 9 kWh/(EW₁₂₀*d) erscheint allerdings unrealistisch.

Laut Literatur sollte eine Tropfkörper-Anlage dieser Größenordnung einen Stromverbrauch von 17 kWh/(EW₁₂₀*a) als Zielwert aufweisen (Baumann & Roth, 2008).

Tabelle 50: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage AH

Kennwerte	
Spez. Tropfkörpervolumen	0,03
kWh/(EW120*a) Bio	8,52
kWh/(EW120*a) Gesamt	8,52
Anteil Strom Bio %	100%
Spez. Gesamtschlammanfall (Entsorgung) kg _{TS} /(EW120*d)	0,02
Anteil belüftet	-
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	730
TS _{BB} (Median) (g/l)	-
ISV (Median)	-
IST Raumbelastung B_R (Median) kg/(m ³ *d)	-
IST Schlammbelastung B_TS (Median) kg/(kg*d)	-
IST-Schlammalter t _{TS} (d) (Mittel)	-
IST-Schlammalter t _{TS} (d) (Median)	-
aerobes IST-Schlammalter t _{TS} (d)	-
Spez. Trockenwetterzufluss (m ³ /(EW120*d))	0,12
Verhältnis CSB:BSB5	5,10
Verhältnis Nges:BSB5	0,05
Verhältnis Pges:BSB5	0,02

Auch der spezifische Schlammanfall von 0,02 kg/(EW₁₂₀*d) ist extrem gering. Dies liegt zum Teil sicherlich an der Verzerrung, die sich durch den berechneten EW₁₂₀-Wert ergibt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die relativ flachen Vorklärbecken, die bei 2-jährigen Leerintervallen gleichzeitig als Schlamm-speicher dienen, zu einem gewissen Schlammaustrag in die Tropfkörperstufe bzw. in den nachgeschalteten Schönungsteich neigen. Nach überschlägiger Abschätzung müsste der Schlamm Spiegel in der Vorklärung nach einem Jahr etwa 1 m betragen.

Es ist zu berücksichtigen, dass die einwohnerspezifischen Werte auf die errechnete CSB Auslastung EW₁₂₀ bezogen sind. Bei Verwendung der tatsächliche angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein spezifischer Stromverbrauch von 18 kWh/(EW*a) bzw. einen spezifischen Schlammanfall von 0,04 kg/(EW*d).

Es gibt keine Geruchsemissionen im Abstand von 100 m der Anlage und keine Beschwerden diesbezüglich von Nachbarn. Die nächste Bebauung liegt östlich der Kläranlage in ca. 700 m Entfernung. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass keine Rührwerke vorhanden sind und die relativ flachen Vorklärbecken mit einer großen Oberfläche zu einem guten Luftaustausch führen.



Alle zwei Jahre, während der Entwässerung, treten Geruchsemissionen auf, die jedoch noch nie zu Beschwerden geführt haben.

Die landwirtschaftliche Verwertung ist schon seit etwa acht Jahren kein Thema mehr. Trotz Vermischung mit Primärschlamm gibt es keine bekannte Geruchsproblematik in der solaren Trocknung, wohingegen der Schlamm aus der Anlage AZ (siehe Kap. A.1.7) mit einem Gesamtschlammalter von über 40 d ohne Primärschlammanteil zu Geruchsemissionen geführt haben soll. Das aerobe Schlammalter der Anlage AZ liegt jedoch über nur 6,5 d.

Besondere Vorkehrungen bzgl. Arbeitssicherheit und Hygiene werden nicht getroffen. Der Arbeitsaufwand für die Schlammsschiene wurde als sehr gering bezeichnet.

A.1.10 Kläranlage AO

Die Kläranlage AO ist eine Belebungsanlage (Kombibecken) mit aerober Teilstabilisierung (16 d) und getrennter Nachstabilisierung im Schlamm Speicher (9 d). Eine Vorklärung ist nicht vorhanden (derzeit im Bau). Der anfallende Überschussschlamm wird alle sechs bis acht Wochen durch einen Lohnentwässerer gepresst und thermisch verwertet.

Die Kläranlage AO hat eine Ausbaugröße von 12.000 EW. Die Anzahl der tatsächlichen Einwohner liegt bei annähernd 5.000 EZ. Der industrielle Anteil macht mit 4.300 EWG fast 50 % der Auslastung aus. Die Auslastung im Jahr 2014 lag jedoch nur bei etwa 6.500 EW_{120} bzw. 7.000 EW_{60} was vermutlich durch einen Rückgang des industriellen Anteils (Vorbehandlung, produktionsintegrierte Maßnahmen) begründet ist (Tabelle 51).

Vermutlich bedingt durch den hohen industriellen Anteil im Zulauf der Kläranlage schwanken die Zulaufkonzentrationen stark. Besonders für die Kohlenstoffparameter treten jedoch außergewöhnlich hohe Zulaufkonzentrationen von im Mittel 400 mg BSB_5/l bzw. 750 mg CSB/l auf (siehe Anhang 2).

Bis auf eine minimale Überschreitungen beim Parameter N_{ges} . (außerhalb des Überwachungszeitraums) werden die Ablaufgrenzwerte ganzjährig sicher eingehalten.

Tabelle 51: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage AO mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	12000	12000	12000	12000	12000
IST-Belastung EW (Median)	6945	6597		5531	5559
Zulaufnachfrucht kg/d (Median)	417	792	41	61	10
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	4,6	27,6	0,3	12,1	3,7
Max. Ablaufwerte mg/l	7,0	36,0	0,8	19,4	5,7
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	15,0	75,0	5,0	18,0	6,0
Überschreitungen	keine	keine	keine	keine	keine

Der spezifische Schlammanfall von $0,05 \text{ kg}/(\text{EW}_{120} \cdot \text{d})$ ist im normalen Bereich (siehe Tabelle 34).

Tabelle 52: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage AO

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	0,45
kWh/(EW120*a) Bio	k.A.
kWh/(EW120*a) Gesamt	45,69
Anteil Strom Bio %	k.A.
Spez. Überschussschlammanfall $\text{kg}_{\text{TS}}/(\text{EW}120 \cdot \text{d})$	0,05
Anteil belüftet	0,5
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	60
TS _{BB} (Median) (g/l)	3,71
ISV (Median)	88,0
IST Raumbelastung B _R (Median) $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$	0,14
IST Schlammbelastung B _{TS} (Median) $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$	0,04
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Mittel)	34,6
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Median)	33,0
aerobes IST-Schlammalter t_{TS} (d)	16,3
Spez. Trockenwetterzufluss $(\text{m}^3/(\text{EW}120 \cdot \text{d}))$	0,16
Verhältnis CSB:BSB5	1,88
Verhältnis Nges:BSB5	0,14
Verhältnis Pges:BSB5	0,02

Das gesamte Becken kann belüftet werden. Der belüftete Zeitanteil liegt bei 0,5. Dies führt zu einem aeroben Schlammalter von 16 d bei einem mittleren Gesamtschlammalter von 34 d.



Aufgrund des verhältnismäßig hohen belüfteten Anteils liegt der spezifische Gesamtstromverbrauch mit $46 \text{ kWh}/(\text{EW}_{120} \cdot \text{a})$ deutlich über dem Toleranzwert für Größenklasse 4 von $34 \text{ kWh}/(\text{EW}_{120} \cdot \text{a})$. Auch wenn in den Regelwerken ein aerober Anteil von mindestens 65 % gefordert wird, haben die Ortstermine gezeigt, dass v.a. durch Energieeinsparmaßnahmen und die Regelung der Gebläse (z.B. Ammonium oder Redox) der tatsächliche aerobe Anteil oft deutlich unter 50 % liegt. Denkbar ist, dass auch die häufigen Einsätze des Lohnentwässerers zu erhöhtem Stromverbrauch führen.

Für eine stabile Nitrifikation ist der belüftete Anteil ausreichend. Die mittlere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration beträgt $0,3 \text{ mg/l}$.

Die Phosphorelimination erfolgt vorwiegend chemisch mit Eisen-III-Chlorid. Evtl. hat auch hier der Fällschlamm Einfluss auf den relativ geringen Glühverlust von 63 %.

Der Schlammstapelbehälter besteht aus zwei Kammern von jeweils 750 m^3 Größe mit einer Tiefe von 4 m. In die erste Kammer läuft der Überschussschlamm und wird dort nachbelüftet. In dieser Kammer befindet sich auch das Rührwerk. Dieses wird nur eingeschaltet, wenn gepresst wird. Trübwasser wird in den Zulauf zur Belebung dosiert. Die Rückbelastung durch Ammonium ist durch die dosierte Zugabe des Trübwassers unwesentlich.

Der getrennt aerob stabilisierte Schlamm wird in die zweite Kammer zur Lagerung gepumpt. Der Pumpensumpf ist Explosionsschutzbereich. Das Filtrat von der Entwässerung wird in die leere erste Kammer gefüllt und anschließend dosiert in die Belebung gepumpt. Der Arbeitsaufwand der Schlammschiene liegt bei etwa $0,5 \text{ h/d}$.

Am Rechen und direkt am Stapelbehälter gibt es teilweise intensive Geruchsemissionen. Die Emissionen sind wetterabhängig. Wenn das Belüftungsaggregat (Oberflächenbelüfter) der aeroben Nachstabilisierung läuft, sind auch in 100 m Abstand Geruchsemissionen zu erkennen. Die nächste Bebauung ist in ca. 400 m Entfernung. Beschwerden von Nachbarn gibt es nicht. Das Klärwerkpersonal empfindet den Geruch von stabilisiertem Schlamm erdiger als der Geruch von nicht stabilisiertem Schlamm. Die Intensität des Geruchs wird durch die Stabilisierung nicht gemindert.

Derzeit ist geplant eine kleine Kompaktfaulung zu errichten.

A.1.11 Kläranlage WG

Bei der Kläranlage WG handelt es sich um eine Belebungsanlage zur aeroben simultanen Schlammstabilisierung, bestehend aus zwei Belebungsbecken, die hinter einander durchströmt werden. Das erste Becken ist unbelüftet, das zweite Becken ist weitgehend belüftet. Eine Rezirkulation ist derzeit nicht vorhanden; Rücklaufschlamm wird ins erste Belebungsbecken gefördert.

Der Überschussschlamm wird in einem Schlammstapelbehälter gespeichert. Etwa dreimal im Jahr wird der voreingedickte Überschussschlamm als Nassschlamm zur Entwässerung zu einer, benachbarten größeren Kläranlage gefahren.

Die Kläranlage hat eine Ausbaugröße von 2.500 EW. Es sind 1.300 Einwohner an die Kläranlage angeschlossen. Gewerbliche Einleitungen sind nicht vorhanden. Allerdings leitet ein örtliches Museum seine Abwässer ein, was zu saisonalen Stoßbelastungen bei entsprechenden Veranstaltungen führen kann.

Es treten relativ hohe Zulaufkonzentrationen von im Mittel 400 mgBSB₅/l, 750 mgCSB/l bzw. 76 mgNH₄-N/l auf (siehe Anhang 2) auf. Dies kann an dem vergleichsweise geringen spezifische Trockenwetterzulauf von 0,15 m³/(EW₁₂₀*d) liegen (siehe Tabelle 54). Die Auslastung bzgl. der Nährstoffparameter ist ebenfalls hoch.

Die Ablaufgrenzwerte werden sehr sicher eingehalten.

Tabelle 53: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage WG mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	2500	2500	2500	2500	2500
IST-Belastung EW (Median)	1205	1219		1305	1360
Zulauffracht kg/d (Median)	72	146	14	14	2
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	4,8	32,2	1,0	5,3	5,6
Max. Ablaufwerte mg/l	6,0	39,0	3,6	9,7	7,6
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	20,0	90,0	10,0	20,0	8,0
Überschreitungen	keine	keine	keine	keine	keine

Die Kläranlage verfügt über ein hohes spezifisches Beckenvolumen von 0,66 m³/EW₁₂₀ – daher auch über ein sehr hohes Schlammalter von über 60 d. Auch das aerobe Schlammalter liegt durch den belüfteten Anteil von 50 % bei rund 30 d.

Trotz des hohen Schlammalters und des hohen aeroben Anteils ergaben die Laboruntersuchungen nicht eindeutig, dass der Belebtschlamm der Anlage WG

stabilisiert ist. Die Atmungsaktivität war vergleichsweise gering. Dies gilt jedoch nicht für TTC-Test oder Glühverlust.

Entsprechend des hohen Beckenvolumens sind die Raum- und Schlammbelastung gering. Der mittlere Schlammindex ist mit 140 ml/g relativ hoch, da im ersten Becken lange anaerobe Phasen auftreten und die Anlage auf Grund der großen Becken etwas unterlastet zu sein scheint.

Der spezifische Schlammanfall ist unauffällig, nicht jedoch der sehr hohe spezifische Energiebedarf von 100 kWh/(EW₁₂₀*a). Dies liegt um den Faktor 2 über dem Toleranzwert von 45 kWh/(EW₁₂₀*a) für vergleichbare Anlagen. Dies deutet auf eine ineffektive Belüftung hin.

Tabelle 54: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage WG

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	0,656
kWh/(EW ₁₂₀ *a) Bio	75
kWh/(EW ₁₂₀ *a) Gesamt	100
Anteil Strom Bio %	75%
Spez. Überschussschlammanfall kg _{TS} /(EW ₁₂₀ *d)	0,05
Anteil belüftet	0,5
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	122
TS _{BB} (Median) (g/l)	4
ISV (Median)	140
IST Raumbelastung B _R (Median) kg/(m ³ *d)	0,09
IST Schlammbelastung B _{TS} (Median) kg/(kg*d)	0,02
IST-Schlammalter t _{TS} (d) (Mittel)	63,38
IST-Schlammalter t _{TS} (d) (Median)	61
aerobes IST-Schlammalter t _{TS} (d)	30,5
Spez. Trockenwetterzufluss (m ³ /(EW ₁₂₀ *d))	0,15
Verhältnis CSB:BSB5	1,97
Verhältnis Nges:BSB5	0,19
Verhältnis Pges:BSB5	0,03

Das Nachklärbecken ist vertikal durchströmt. Der Überschussschlamm (etwa 50 m³) wird einmal pro Woche in einen Schlammstapelbehälter (mit Rührwerk, jedoch ohne Abdeckung) mit Zugabe geringer Mengen von Flockungshilfsmittel gepumpt.



Die ausgeprägte Schwimmdecke lässt dort kaum Trübwasserabzug zu und somit wird keine gute Eindickung erreicht. Im Winter bleibt dort sogar der Schnee liegen.

In der Nähe des Überschussschlammspeichers bemerkt man nur nach Umwälzung eine geringe Geruchsemission – sonst besteht keine Geruchsbelastung. Beschwerden von Nachbarn liegen nicht vor. Die nächste Bebauung liegt in einer Entfernung von Kilometern.

Die Kläranlage ist nicht mit einer Vollzeitstelle besetzt, daher wird der Schlamm nur einmal pro Woche abgezogen. Für alle schlammspezifischen Arbeiten werden rund 4 h/Woche aufgewendet (entsprechend 0,8 h/d).

Zukünftig plant die Gemeinde eine maschinelle Überschussschlamm-Eindickung (MÜSE), weil der nicht stabilisierte Schlamm dauerhaft zur benachbarten größeren Kläranlage gefahren werden soll.

A.1.12 Kläranlage WO

Die Kläranlage WO ist eine einstraßige Belebungsanlage mit technischer Belüftung ($V_{BB} = 3.760 \text{ m}^3$) in Erdbeckenbauweise mit Folienabdichtung. Die Sauerstoffzufuhr erfolgt über eine Druckbelüftung und schwimmende Kerzenbelüfter (Pendelbelüftung). Zur Umwälzung werden zusätzlich drei FUCHS-Wendelbelüfter eingesetzt.

Nachgeschaltet ist ein vertikal durchströmtes Nachklärbecken, das anstelle des ursprünglichen Nachklärteichs errichtet wurde. Hier kann der Rücklauf-, der Überschuss- sowie der Schwimmschlamm entnommen werden.

Der Überschussschlamm wird täglich (im Wechsel mit dem Rücklaufschlamm) in ein offenes Schlammstapelbecken ($V = 355 \text{ m}^3$, Erdbecken mit Betonabdichtung) gepumpt. Von dort wird das Trübwasser täglich in „kleinen Portionen“ zurückgeführt.

Etwa sechsmal im Jahr wird der Schlamm durch eine Fremdfirma entwässert und thermisch verwertet. Das Filtrat der Entwässerung wird in einen offenen Filtrat-speicher ($V = 740 \text{ m}^3$; Erdbauweise mit Folienabdichtung) gefördert und von dort der Kläranlage zudosiert.



Tabelle 55: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage WO mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	4500	4500	4500	4500	4500
IST-Belastung EW (Median)	5128	3989		k.A.	3360
Zulauffracht kg/d (Median)	308	479	k.A.	k.A.	6
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	5,3	22,7	3,9	13,0	0,6
Max. Ablaufwerte mg/l	11,0	39,0	13,3	34,7	0,9
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	20,0	90,0	10,0	45,0	1,0
Überschreitungen	keine	keine	keine	keine	keine

Die Kläranlage hat eine Ausbaugröße von 4.500 EW, die tatsächliche Anschlussgröße liegt aktuell bei 3.000 EZ. Im Ort ist wenig Gewerbe ansässig, jedoch wird dort ein Alten- und Pflegeheim betrieben. Zusätzlich herrscht in der Umgebung Fremdenverkehr, so dass saisonbedingte Schwankungen auftreten. Dies spiegelt sich in sehr hohe Zulaufschwankungen auf (siehe Anhang 2). Dadurch kommt es auch zu einer relativ hohen Auslastung von im Mittel 4.000 EW₁₂₀.

Trotz der hohen Auslastung werden die Ablaufgrenzwerte sicher eingehalten. Außerhalb der Stickstoffzeit treten erhöhte Ammonium-Ablaufwerte auf.

Dies liegt u.U. an dem sehr großen spezifischen Beckenvolumen von 0,94 m³/EW₁₂₀ und einer entsprechend geringen Raum- und Schlammbelastung. Außerdem liegt ein sehr gut abbaubares Verhältnis CSB:BSB₅ von 1,5 vor.

Durch das hohe spezifische Beckenvolumen stellt sich auch ein hohes Schlammalter von 70 d ein. Da die Becken voll belüftet sind, liegt das aerobe Schlammalter ebenfalls bei 70 d. Allerdings hat sich beim Ortstermin auch gezeigt, dass sich auf Grund der Erdbeckenbauweise in den Randbereichen ohne Belüftung Totzonen ohne Durchmischung ausbilden; in denen der Schlamm zu Boden sinkt und sich anaerobe Bereiche ausbilden. Hierdurch könnte das tatsächliche Schlammalter verfälscht werden.

Dies würde auch erklären, warum die Laboruntersuchung für den Belebtschlamm keine eindeutige Stabilisierung ergab.

Tabelle 56: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage WO

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen m ³ /EW	0,94
kWh/(EW120*a) Bio	k.A.
kWh/(EW120*a) Gesamt	50,90
Anteil Strom Bio %	k.A.
Spez. Überschussschlammanfall kg _{TS} /(EW120*d)	0,04
Anteil belüftet	1
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	60
TS _{BB} (Median) (g/l)	3
ISV (Median)	100
IST Raumbelastung B _R (Median) kg/(m ³ *d)	0,08
IST Schlammbelastung B _{TS} (Median) kg/(kg*d)	0,03
IST-Schlammalter t _{TS} (d) (Mittel)	70,6
IST-Schlammalter t _{TS} (d) (Median)	72,0
aerobes IST-Schlammalter t _{TS} (d)	72,0
Spez. Trockenwetterzufluss (m ³ /(EW120*d))	0,22
Verhältnis CSB:BSB5	1,47
Verhältnis Nges:BSB5	k.A.
Verhältnis Pges:BSB5	0,02

Die Anlage weist einen relativ hohen Energieverbrauch von 50 kWh/(EW₁₂₀*a) auf. Dies ist auf das große Beckenvolumen zurückzuführen, das belüftet und umgewälzt werden muss.

Der Glühverlust liegt im Mittel bei 67 %. Dies erscheint ob es hohen Schlammalters und dem sehr hoher Fällmitteleinsatz für die Phosphor-Fällung sowie für die Verbesserung der Absetzeigenschaften hoch.

In der Nähe des Überschussschlammstapels gibt es keine Geruchsemissionen. Beschwerden von Nachbarn liegen nicht vor. Die nächste Bebauung ist etwa 500 m entfernt.



A.1.13 Kläranlage WR

Bei der Kläranlage WR handelt es sich um eine SBR-Anlage, die erst zum Jahreswechsel 2014/2015 in Betrieb gegangen ist. Die Datenlage ist entsprechend gering. Die Anlage wurde jedoch ausgewählt, da sie über ein sehr hohes Schlammalter und einen gesicherten hohen aeroben Anteil aufweist.

Der Überschussschlamm wird 6,5-mal täglich (1-mal je Zyklus) in ein offenes Schlammstapelbecken ($V = 430 \text{ m}^3$) gepumpt. Dort kann das Trübwasser manuell abgezogen werden.

Weiterhin ist eine eigene, kleine Schlamm entwässerung (Schneckenpresse) vorhanden, die mehrmals wöchentlich während der Arbeitszeit aus dem Schlamm-speicher beschickt wird. Dabei wird durch Einsatz eines flüssigen Flockungshilfsmittels ein TR-Gehalt von etwa 20 % erreicht. Auf einen Filtratspeicher kann bei diesem Anlagenkonzept verzichtet werden. Die Verwertung des entwässerten Klärschlammes soll in der nächsten Zeit über die thermische Schiene erfolgen.

Die Kläranlage WR hat eine Ausbaugröße von 4.500 EW, die tatsächliche Anschlussgröße liegt aktuell bei 3.000 EW. Im Ort ist wenig Gewerbe ansässig. Dies spiegelt sich in der mittleren Auslastung mit 3.100 EW₁₂₀ wieder (siehe Tabelle 57). Die deutlich geringeren Auslastungsgrößen bzgl. der Nährstoffe beruht vermutlich auf der relativ dünnen Datenlage.

Die Ablaufgrenzwerte werden sicher eingehalten. Der erhöhte Ablaufwert für den Parameter Phosphor wurde gemessen bevor die chemische Phosphatfällung in Betrieb war.

Tabelle 57: Zusammenstellung Auslastung Kläranlage WR mit Ablaufwerten und Ablaufgrenzwerten

	BSB5	CSB	NH4-N	N ges.	P ges.
Ausbaugröße EW lt. Bescheid	4500	4500	4500	4500	4500
IST-Belastung EW (Median)	k.A.	3125		1727	1111
Zulauf fracht kg/d (Median)	k.A.	375	0	19	2
Mittelwert max. Ablaufwerte mg/l	k.A.	25,0	0,1	2,7	2,4
Max. Ablaufwerte mg/l	k.A.	25,0	0,1	2,7	2,4
Bescheidswerte - Ablauf mg/l	25,0	75,0	10,0	18,0	2,0
Überschreitungen		keine	keine	keine	

Die spezifischen Kennwerte sind zum derzeitigen Zeitpunkt noch nicht aussagekräftig.

Das Schlammalter liegt mit über 80 d sehr hoch. Das aerobe Schlammalter liegt durch den hohen belüfteten Anteil ebenfalls unüblich hoch bei 65 d.

Trotz der hohen Schlammalter liegt der Glühverlust der Anlage bei etwa 75 %.

Tabelle 58: Zusammenstellung der Kennwerte der Kläranlage WR

Kennwerte	
Spez. Belebungsbeckenvolumen	0,59
kWh/(EW120*a) Bio	18,09
kWh/(EW120*a) Gesamt	37,09
Anteil Strom Bio %	49%
Spez. Überschussschlammanfall $kg_{TS}/(EW120*d)$	0,05
Anteil belüftet	0,8
Speicherzeit im Schlammstapel (d)	10
TS_{BB} (Median) (g/l)	4
ISV (Median)	k.A.
IST Raumbelastung B_R (Median) $kg/(m^3*d)$	k.A.
IST Schlammbelastung B_{TS} (Median) $kg/(kg*d)$	k.A.
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Mittel)	80,58
IST-Schlammalter t_{TS} (d) (Median)	80,58
aerobes IST-Schlammalter t_{TS} (d)	64,46
Spez. Trockenwetterzufluss $(m^3/(EW120*d))$	0,32
Verhältnis CSB:BSB5	k.A.
Verhältnis Nges:BSB5	k.A.
Verhältnis Pges:BSB5	k.A.

In der Nähe des Überschussschlammspeichers gibt es keinerlei Geruchsemissionen. Beschwerden von Nachbarn liegen nicht vor. Die nächste Bebauung liegt etwa 500 m entfernt.

Der Arbeitsaufwand für den Betrieb der maschinellen Entwässerung ist bisher mit etwa 0,25 h/d verschwindend gering.



Anhang B Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen

Tabelle 59: Auflistung der Schlammproben aus ausgewählten Kläranlagen für eine mikrobiologische Untersuchung

Kläranlage	Verfahren	Lagerdauer Schlamm bei Probenahme	Aerobes Schlammalter [d]	Gesamt-schlammalter [d]
AZ	Belebungsanlage ohne Vorklärung	4 Monate	6,5	43
AO	Belebungsanlage ohne Vorklärung	6 Wochen	16,3	35
AD	Belebungsanlage ohne Vorklärung	3 Wochen	8,0	27
WR	Belebungsanlage ohne Vorklärung	2 Wochen	64	80
AH	Tropfkörper mit Vorklärung	1,8 Jahre	-	-
AB	Primärschlamm	0	-	-
	ÜSS	0	-	12 (aerob)
	Faulschlamm	0	-	30

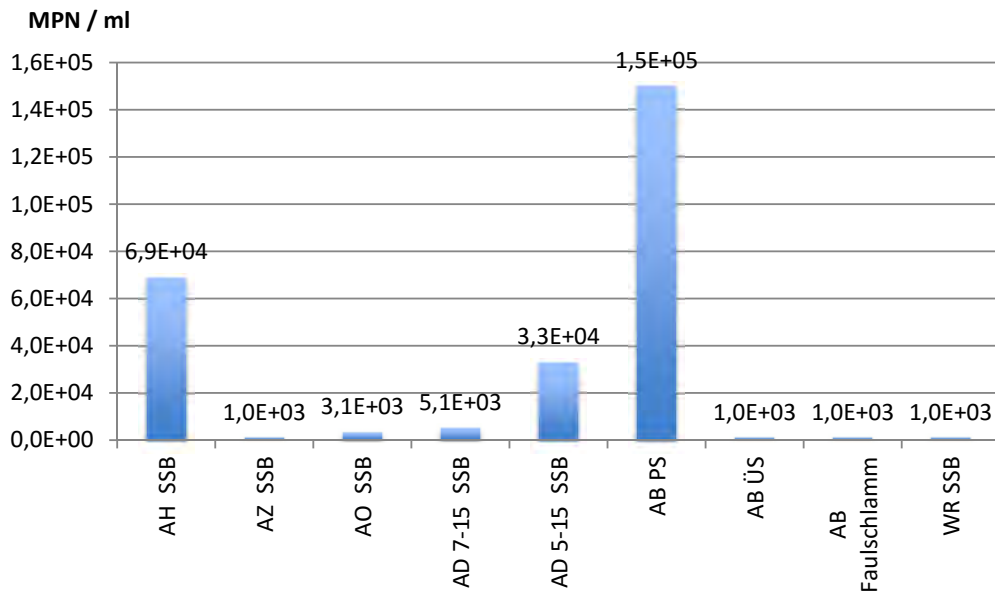


Abbildung 73: Konzentrationen des Parameters Escherichia coli [MPN/ml] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen

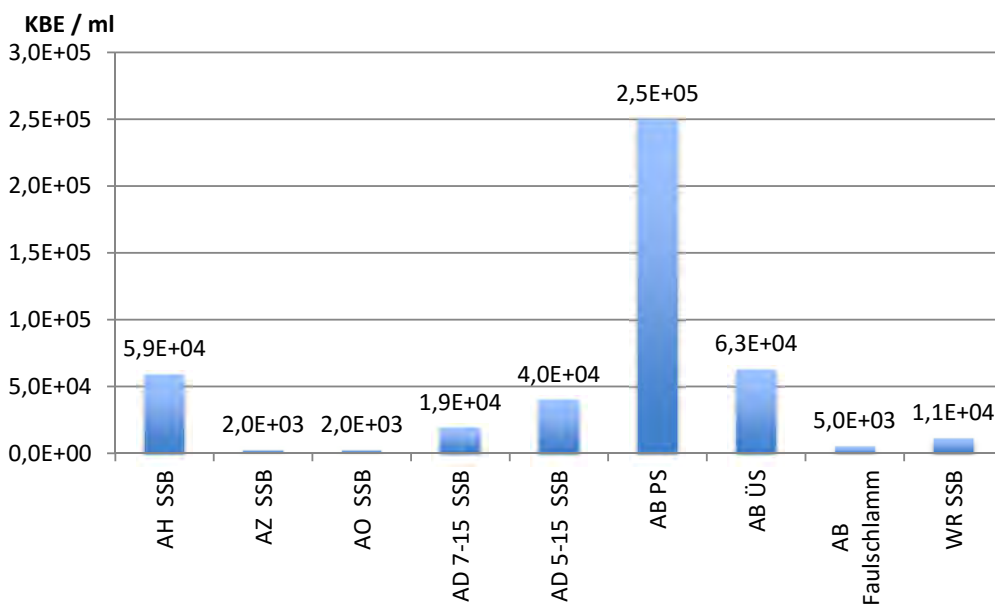


Abbildung 74: Konzentrationen des Parameters Enterokokken [KBE/ml] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen

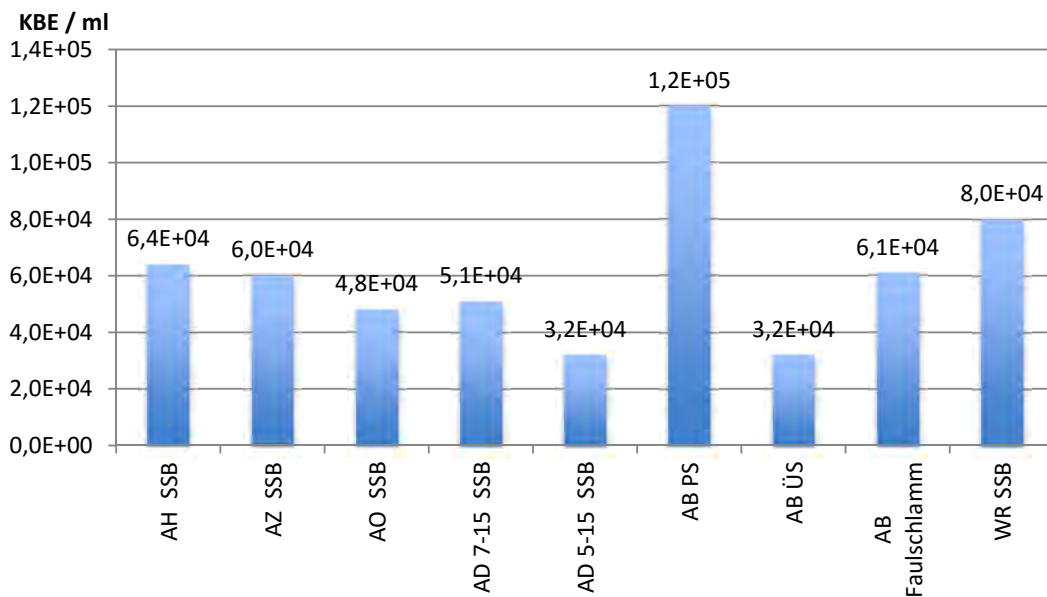


Abbildung 75: Konzentrationen des Parameters Clostridium perfringens [KBE/ml] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen

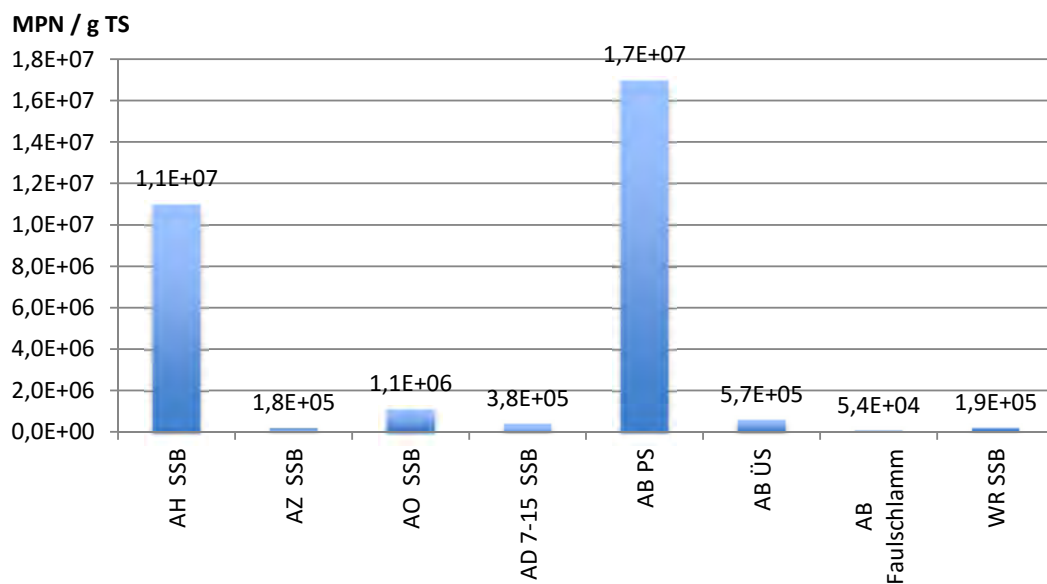


Abbildung 76: Konzentrationen des Parameters Coliforme Bakterien [MPN/gTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen

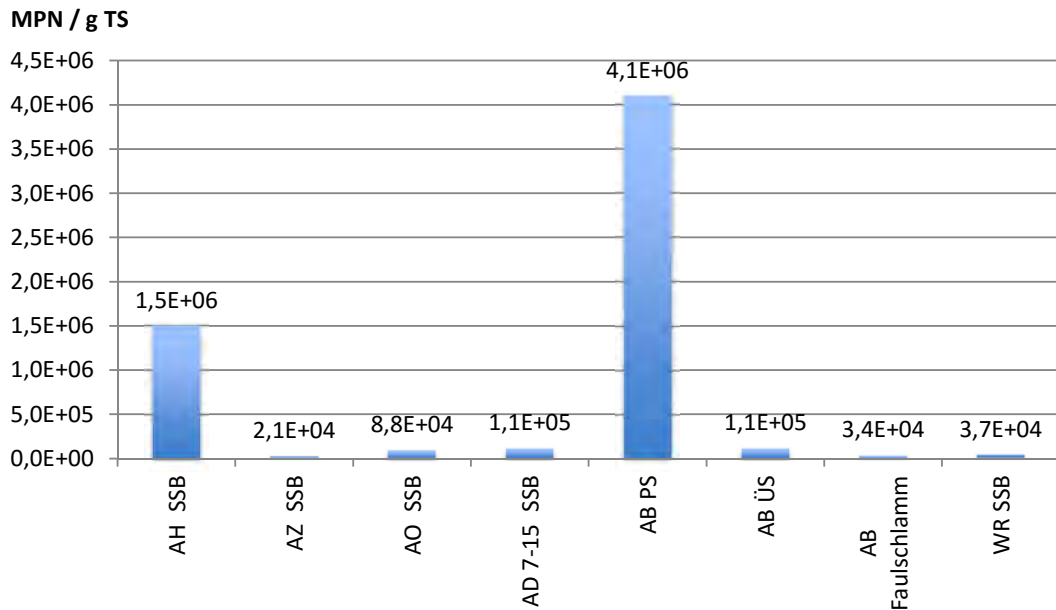


Abbildung 77: Konzentrationen des Parameters Escherichia coli [MPN/gTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen

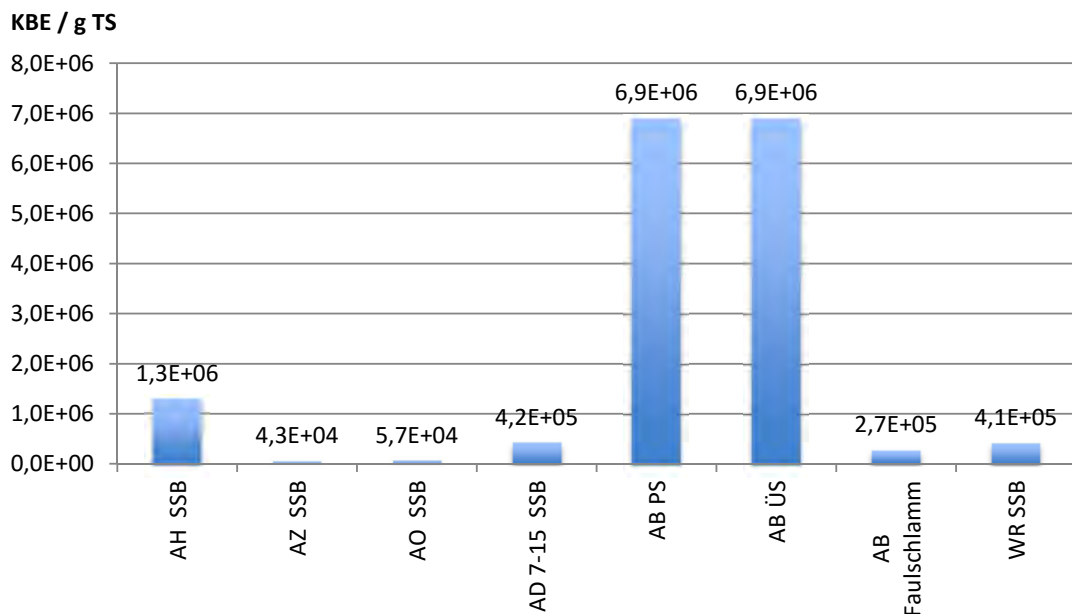


Abbildung 78: Konzentrationen des Parameters Enterokokken [KBE/gTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen

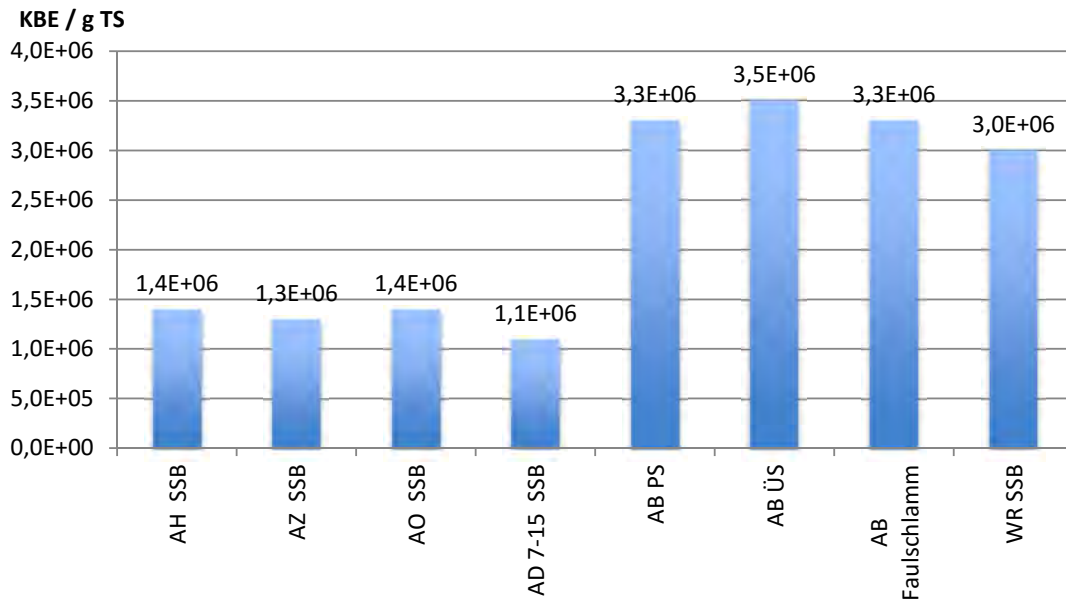


Abbildung 79: Konzentrationen des Parameters Clostridium perfringens [KBE/gTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen

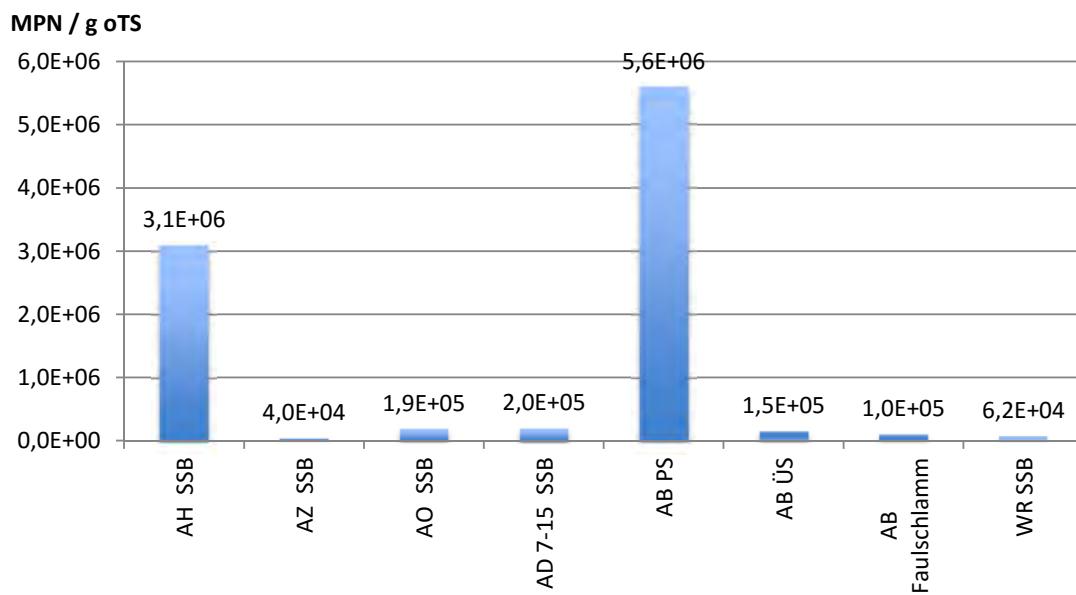


Abbildung 80: Konzentrationen des Parameters Escherichia coli [MPN/goTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen

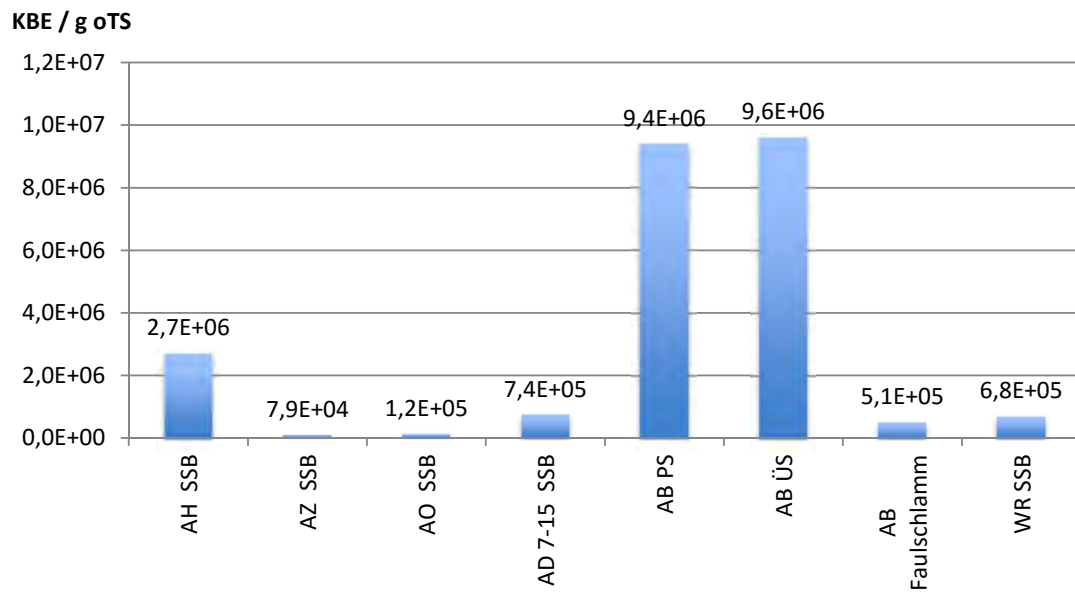


Abbildung 81: Konzentrationen des Parameters Enterokokken [KBE/goTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen



Anhang C Fragebögen

Hochschule Augsburg Hochschule für angewandte Wissenschaften	
Fragebogen zur Schlammstabilisierung	

Allgemeine Daten zur Kläranlage	
Name der KA	
KA-Standort	
Baujahr	
Ansprechpartner	
Telefon-Nr.	
E-Mail	
Weitere beteiligte Personen	KA-Personal:
	Bürgermeister:
	Sonstige:
1. Ortstermin	Teilnehmer:
Datum:	
2. Ortstermin	Teilnehmer:
Datum:	
3. Ortstermin	Teilnehmer:
Datum:	
Besonderheiten der KA:	



Hochschule Augsburg

Hochschule für angewandte Wissenschaften

Fragebogen zur Schlammstabilisierung



Verfahrenstechnik zur Abwasserreinigung		
Anschlussgröße	Gem. Genehmigungsbescheid: EW	
	Tatsächlich: EW	
Anlagenteile		
Grobrechen	Stababstand / Lochweite:	
Feinrechen / -sieb	Stababstand / Lochweite:	
	Rechengutwäsche <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein	
	Rechengutpresse <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein	
	Rechengutanfall (Menge):	
Sand- und Fettfang	Bauart <input type="checkbox"/> belüftet <input type="checkbox"/> unbelüftet	
	Sandfanggutwäsche <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein	
	Sandanfall	Menge:
		Entsorgungsart:
	Fettanfall	Menge:
		Entsorgungsart:
Zulauf	Durchflussmenge, \bar{Q}_2 [m ³ /d] bei TW:	
Vorklärung	<input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein	
	Beckenvolumen:	
	Aufenthaltszeit:	
Biologische Stufe	einstufig <input type="checkbox"/> Belebung <input type="checkbox"/> Biofilmanlage: _____ <input type="checkbox"/>	
	Beckenvolumen:	
	zweistufig	1. Stufe: Beckenvolumen: Beckentiefe:
		2. Stufe: Beckenvolumen: Beckentiefe:
	Anteil unbelüftet:	



Hochschule Augsburg
Hochschule für angewandte Wissenschaften



Fragebogen zur Schlammstabilisierung

Belüftung	Belüftungsart:	<input type="checkbox"/> Druckbelüftung <input type="checkbox"/> Oberflächenbelüftung <input type="checkbox"/>
	Steuerungstyp:	<input type="checkbox"/> Zeit <input type="checkbox"/> O ₂ <input type="checkbox"/> NH ₄ <input type="checkbox"/> Sollwert O ₂ : Istwert O ₂ :
	Gebläse	Typ (Nm ³ /h; kW): Anzahl: Laufzeit (pro Monat):
	Lufteinbringungselemente	Typ (SSOTR): Anzahl:
Phosphorelimination	<input type="checkbox"/> ausschließlich biologisch <input type="checkbox"/> vorwiegend biologisch <input type="checkbox"/> vorwiegend chemisch(-physikalisch) <input type="checkbox"/> keine	
	Verwendete Fällmittel	<input type="checkbox"/> aluminiumhaltige <input type="checkbox"/> eisenhaltige <input type="checkbox"/> kalkhaltige <input type="checkbox"/> Typ: Fällmittelverbrauch (pro Monat):
Energieverbrauch		
Energieverbrauch Biologie [kWh/a]		
Anteil Gebläse / Biologie (geschätzt)		



Hochschule Augsburg

Hochschule für angewandte Wissenschaften



Fragebogen zur Schlammstabilisierung

Verfahrenstechnik zur Schlammbehandlung	
Primärschlamm- Behandlung	<input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/> ja Behandlungsart:
Voreindickung Überschussschlamm	<input type="checkbox"/> maschinell <input type="checkbox"/> statisch <input type="checkbox"/> keine Wenn maschinell: <input type="checkbox"/> Siebtrommel <input type="checkbox"/> Bandeindicker <input type="checkbox"/> Scheibeneindicker <input type="checkbox"/>
Stabilisierung	<input type="checkbox"/> simultan aerob <input type="checkbox"/> getrennt aerob <input type="checkbox"/> getrennt aerob thermophil <input type="checkbox"/> keine <input type="checkbox"/>
Entwässerung	<input type="checkbox"/> Entwässerung durch Dritte (Lohnentwässerung) <input type="checkbox"/> Stationäre Entwässerung: _____ <input type="checkbox"/> keine <input type="checkbox"/>
	<u>Bei Lohnentwässerung:</u> Intervall: Erreichter TR [%]: Firma: Anforderungen:
Hilfsstoffe zur Eindickung	<input type="checkbox"/> Polymere Flockungsmittel: <input type="checkbox"/> flüssig <input type="checkbox"/> fest <input type="checkbox"/> keine <input type="checkbox"/>
	Menge (jährlich):
Hilfsstoffe zur Entwässerung	<input type="checkbox"/> Polymere Flockungsmittel: <input type="checkbox"/> flüssig <input type="checkbox"/> fest <input type="checkbox"/> Kalk <input type="checkbox"/> Eisen <input type="checkbox"/> keine <input type="checkbox"/>
	Menge (jährlich):



Hochschule Augsburg
Hochschule für angewandte Wissenschaften



Fragebogen zur Schlammstabilisierung

Fremdstoffaufnahme	<input type="checkbox"/> Fäkalschlämme <input type="checkbox"/> Schlamm von anderen Abwasseranlagen <input type="checkbox"/> keine <input type="checkbox"/>
Stapelbehälter	Anzahl Behälter / Segmente:
	Behältervolumen: vorhanden: genutzt:
	Rührwerk: Anzahl: Betriebsweise: kW:
	Abdeckung: Abluftbehandlung:
	Trübwasserabzug [m ³ /Monat]:
	Rückbelastung aus Trübwasser:



Hochschule Augsburg

Hochschule für angewandte Wissenschaften

Fragebogen zur Schlammstabilisierung

Klärschlammverbleib		
Üblicher Entsorgungsintervall:		
Letzte Entsorgung:		
Nächste Entsorgung:		
Füllstand Schlammstapelbehälter am Ortstermin:		
Verwertung / Entsorgung	Entsorgte Tonnage 2014	Mittlerer Trockenrückstand TR
Landwirtschaftliche Verwertung Verwertung erfolgt nach Kompostierung <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/> unbekannt	_____ t _{KS}	_____ %
Landschaftsbauliche Verwertung (Rekultivierung) Verwertung erfolgt nach Kompostierung <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/> unbekannt	_____ t _{KS}	_____ %
Thermische Behandlung: Monoverbrennung <input type="checkbox"/> mit stofflicher Verwertung der Asche <input type="checkbox"/> mit Ablagerung auf Deponie <input type="checkbox"/> unbekannt	_____ t _{KS}	_____ %
Thermische Behandlung: Mitverbrennung <input type="checkbox"/> mit stofflicher Verwertung der Asche <input type="checkbox"/> mit Ablagerung auf Deponie <input type="checkbox"/> unbekannt	_____ t _{KS}	_____ %
Thermische Behandlung: Sonderverfahren <input type="checkbox"/> mit stofflicher Verwertung der Asche <input type="checkbox"/> mit Ablagerung auf Deponie <input type="checkbox"/> unbekannt	_____ t _{KS}	_____ %
Abgabe an andere Abwasserbehandlungsanlagen	_____ t _{KS}	_____ %
Zwischenlagerung (> 1 Jahr) Anschließend: <input type="checkbox"/> landwirtschaftliche / landschaftsbauliche Verwertung <input type="checkbox"/> thermische Behandlung <input type="checkbox"/> unbekannt	_____ t _{KS}	_____ %



Hochschule Augsburg Hochschule für angewandte Wissenschaften	
Fragebogen zur Schlammstabilisierung	

Emissionen	
Geruch (Intensität)	direkt am Behälter:
	in 10 m Abstand:
	in 100 m Abstand:
	Bewertung Kläranlage:
Gasmessung im Stapelbehälter	
vor Aufrühren	CO ₂ : CH ₄ : H ₂ S: NH ₃ :
nach Aufrühren	CO ₂ : CH ₄ : H ₂ S: NH ₃ :
Beschwerden (von Nachbarn)	<input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein Wie oft? Wann zuletzt?
Explosionsschutzbereiche (außer Zulaufbereiche)	<input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein Wo?



Hochschule Augsburg Hochschule für angewandte Wissenschaften	
Fragebogen zur Schlammstabilisierung	

Wartungsarbeiten			
Was?			
Wie oft?			
Wer?			
Arbeitssicherheit			

Zukunftsgedanken	
Gedanken / Ideen / Pläne zur Zukunft (ohne landwirtschaftliche Verwertung)	

Zusätzliche Unterlagen

- Durchflussmessung (Zulauf / Ablauf) Menge
- Betriebstagebuch („Hirthammerbuch“)
 - AFS im Zulauf Biologie
 - Belastung
 - Durchflussmengen
 - Ablaufwerte
- Entsorgungsnachweise
- Klärschlammanalyse (bei landwirtschaftlicher Verwertung)
- Wasserrechtsbescheid /Bescheidswerte (Ablaufgrenzwerte)

- Für Gasmessungen / Versäuerung im Behälter (?): KA mit kompletter Leerung Schlammstapel???

Fragebogen zur Schlammstabilisierung

3.6.6.

Schlammparameter (aus Betriebstagebuch / Monatsberichte):

	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Ø	Σ
Vorklärung / PS														
PS-Anfall [m ³ /_____]														
Abzugsintervalle [Anzahl / Tag]														
Trockensubstanzgehalt T _{sk/ps} [kg/m ³]														
GV [%]														
Biologie														
Temperatur														
Schlammalter, gesamt														
Schlammvolumenindex SVI [mg/l]														
Trockensubstanzgehalt T _{se} [kg/m ³]														
Rücklaufschlammmenge [m ³]														
Trockensubstanzgehalt T _{ss} [kg/m ³]														



Hochschule Augsburg
Hochschule für angewandte Wissenschaften



Fragebogen zur Schlammstabilisierung

	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Ø	Σ
Belüftung														
Belüftungsdauer [Min./Std.] oder [Std/d]														
Intervall-Belüftung														
Dauer Belüftungsintervall [Min.]														
Dauer Belüftungspause [Min.]														
Sekundärschlamm														
Menge [m³/_____]														
Abzugsintervalle [Anzahl/Tag]														
Trockensubstanzgehalt TS _s [kg/m³]														
Trockenrückstand [%]														
Glühverlust GV [%]														



Hochschule Augsburg
Hochschule für angewandte Wissenschaften

Fragebogen zur Schlammstabilisierung

2022

	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Ø	Σ
Eingedickter Schlamm (Speicher)														
Trockensubstanzgehalt TS [kg/m ³]														
Glühverlust GV [%]														
Füllstand Schlammspeicher [m]														



Hochschule Augsburg
Hochschule für angewandte Wissenschaften

Fragebogen zur Schlammstabilisierung



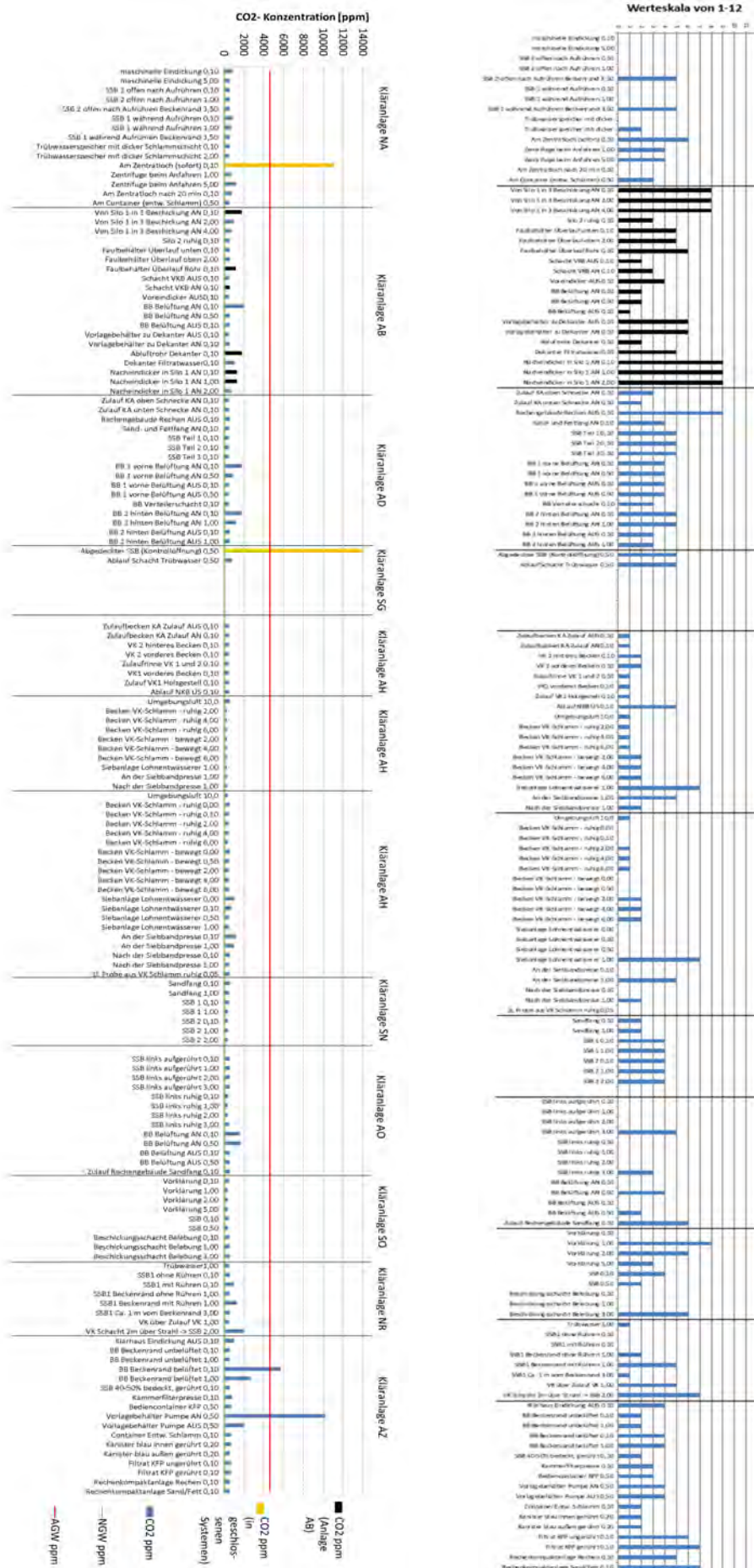
Fließschema mit Beckenvolumen und Schlammpfad

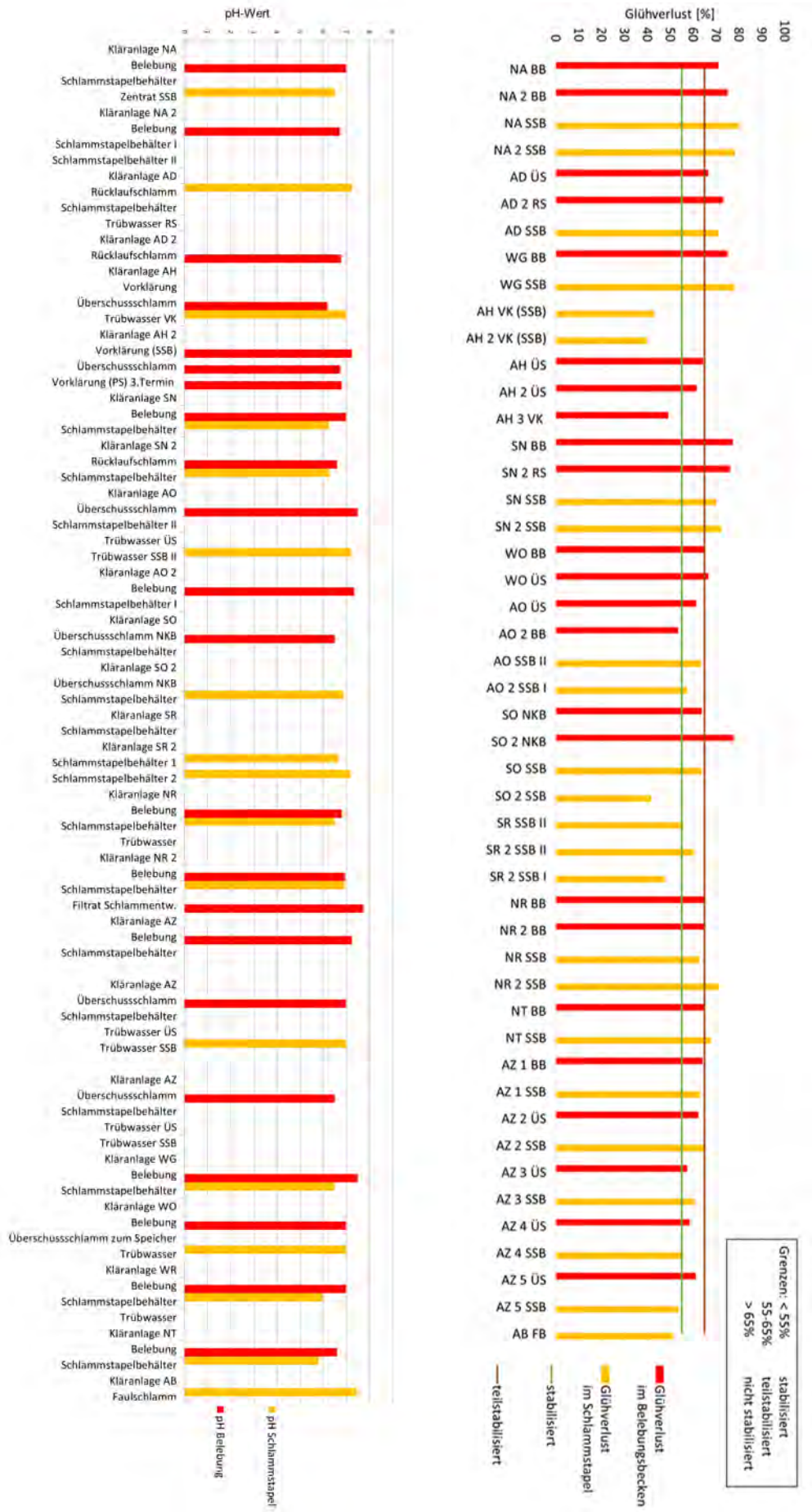


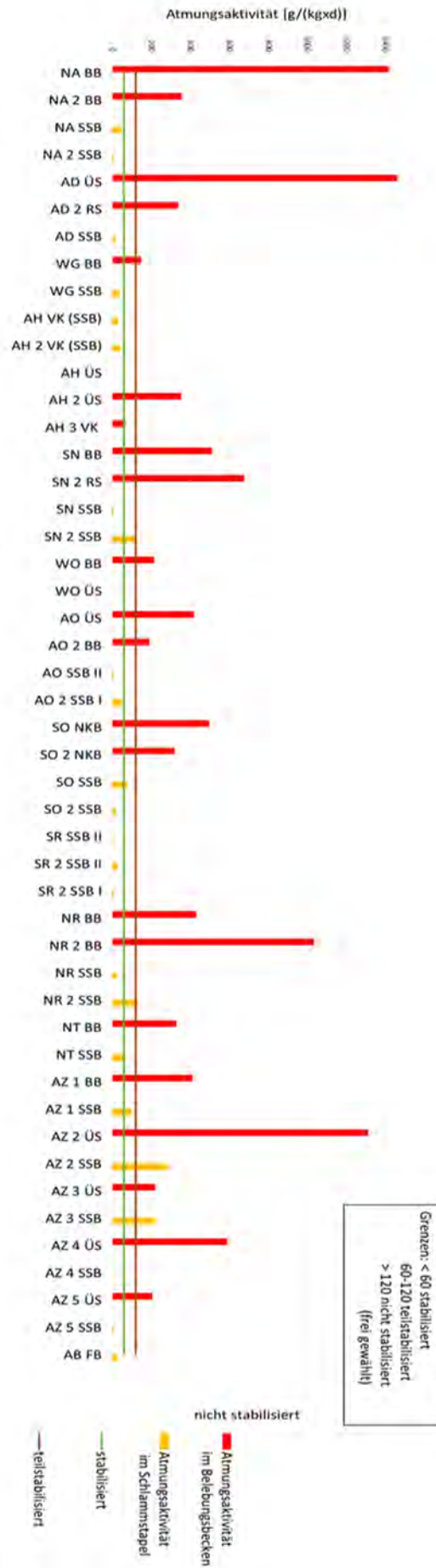
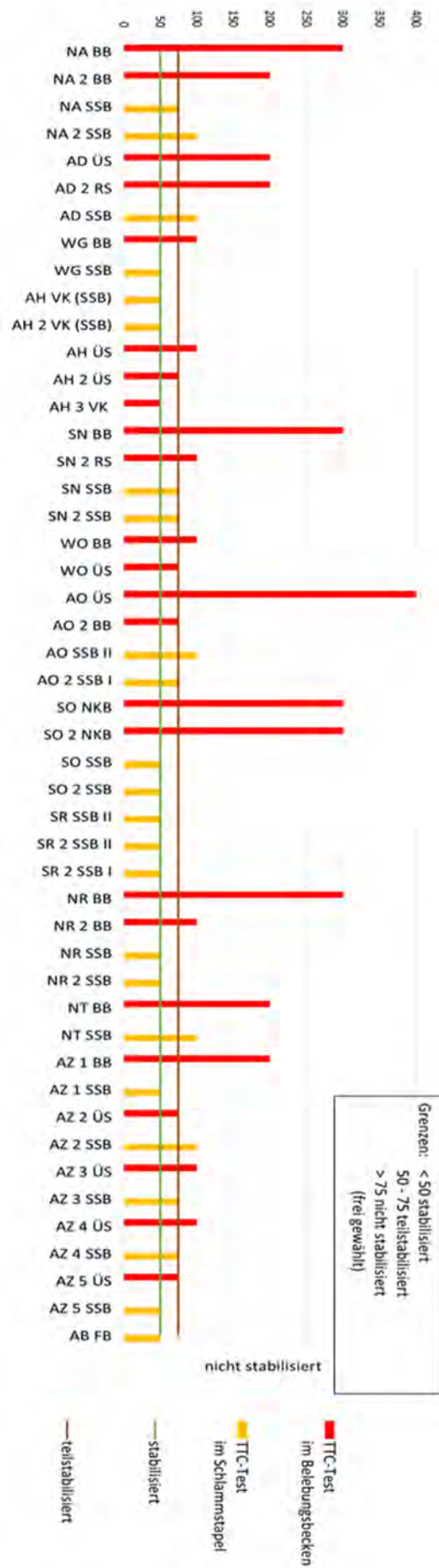
Anhang D Diagramme Gas-/Geruchsmessungen, Laborversuche

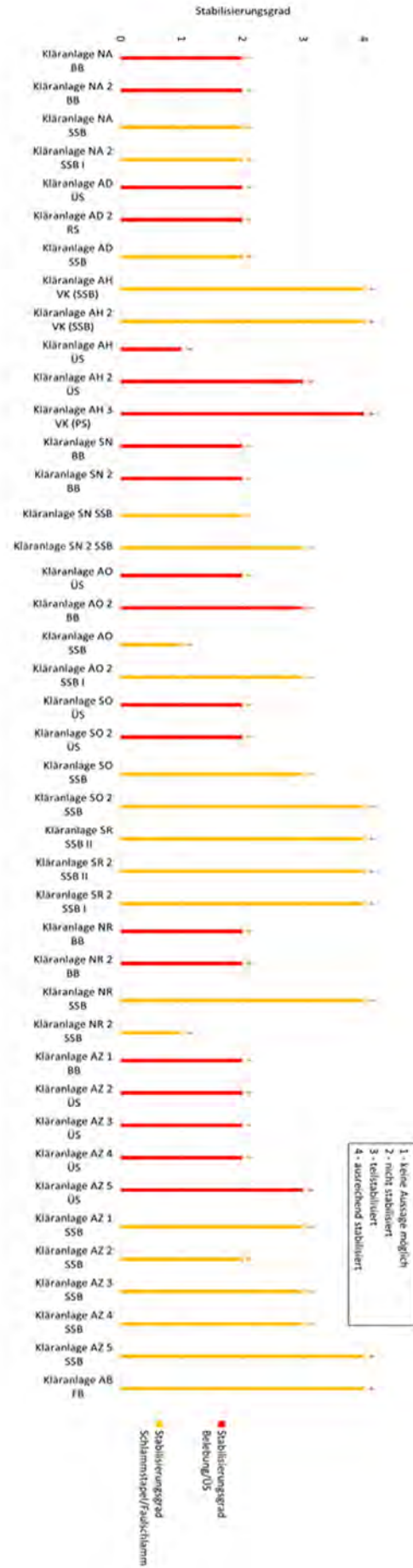
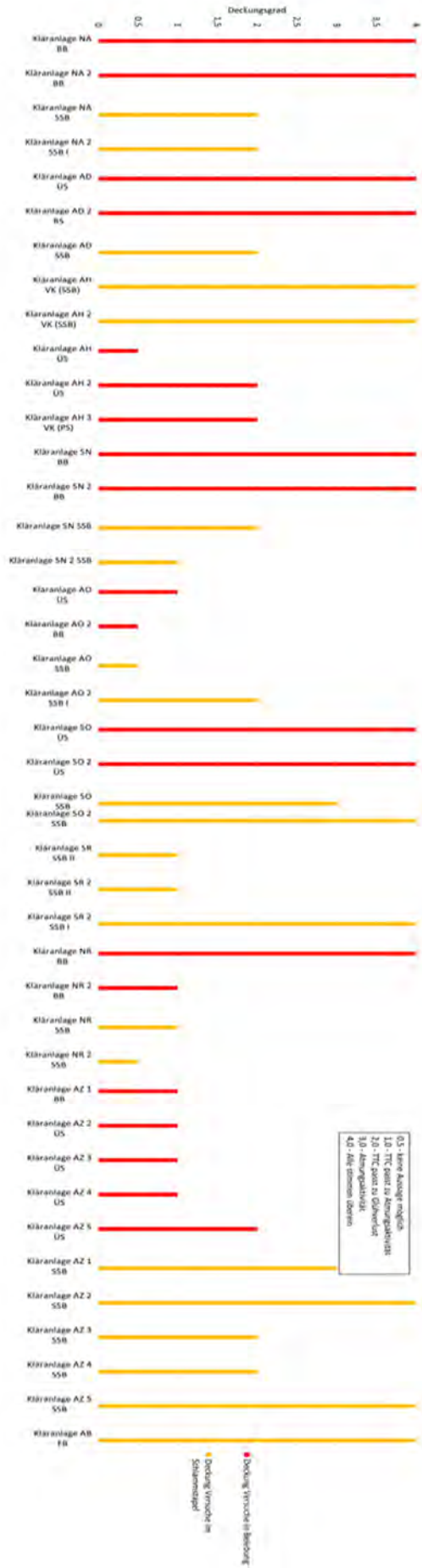
Auf den folgenden Seiten werden einige Abbildungen aus dem Kap. 4.1 und 4.3 in vergrößerter Form zur besseren Lesbarkeit dargestellt:

- Gasmessung der CH₄-Konzentration (siehe Abbildung 9)
- Gasmessung der H₂S-Konzentration (siehe Abbildung 10)
- Gasmessung der CO₂-Konzentration (siehe Abbildung 10)
- Geruchsintensität nach einer subjektiven Werteskala von 1 bis 12 (siehe Abbildung 13)
- pH-Wert (siehe Abbildung 19)
- Glühverlust (siehe Abbildung 21)
- TTC-Test (siehe Abbildung 22)
- Atmungsaktivität (siehe Abbildung 23)
- Deckung der drei Stabilisierungsparameter Glühverlust, TTC und Atmungsaktivität (siehe Abbildung 24)
- Stabilisierungsgrad nach den drei Stabilisierungsparameter Glühverlust, TTC und Atmungsaktivität (siehe Abbildung 25)









0,5 - keine Aussage möglich
 1,0 - TTC kann zu Abwärtstrend
 2,0 - TTC kann zu Überlast
 3,0 - Abwärtstrend
 4,0 - alle Faktoren überren

1 - keine Aussage möglich
 2 - nicht stabilisiert
 3 - teilweise stabilisiert
 4 - ausreichend stabilisiert